

Tesis doctoral 2015

Carolina Márquez Cañas

El control de depredadores en España:

Análisis histórico, incidencia actual del uso de cebos envenenados y perspectiva de futuro



Carolina Márquez Cañas

AUTOR: Carolina Márquez Cañas

EDITA: Publicaciones y Divulgación Científica. Universidad
de Málaga



Esta obra está sujeta a una licencia Creative Commons:

Reconocimiento - No comercial - SinObraDerivada (cc-by-nc-nd):

[Http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/es](http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/es)

Cualquier parte de esta obra se puede reproducir sin
autorización

pero con el reconocimiento y atribución de los autores.

No se puede hacer uso comercial de la obra y no se puede
alterar, transformar o hacer obras derivadas.

Esta Tesis Doctoral está depositada en el Repositorio
Institucional de la Universidad de Málaga (RIUMA):
riuma.uma.es



UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

Juan Mario Vargas Yáñez, Catedrático de Zoología, perteneciente al Departamento de Biología Animal de la Universidad de Málaga, Emilia Martínez Garrido, Profesora Titular de Geografía Rural, perteneciente al Departamento de Geografía de la Universidad Autónoma de Madrid, y Rafael Villafuerte Fernández, Investigador Científico del Consejo Superior de Investigaciones Científicas, perteneciente al Instituto de Estudios Sociales Avanzados.

ACREDITAN

Que Dña. Carolina Márquez Cañas, Licenciada en Ciencias Ambientales, ha realizado en el Departamento de Biología Animal de la Facultad de Ciencias de la Universidad de Málaga las investigaciones contenidas en la presente memoria de Tesis Doctoral, titulada “El control de depredadores en España: análisis histórico, incidencia actual del uso de cebos envenenados y perspectivas de futuro”.

Como directores de la misma, consideramos que la presente memoria reúne todos los requisitos para ser sometida a juicio de la Comisión correspondiente, por lo que autorizamos su exposición y defensa para la obtención del Grado de Doctora en Ciencias Ambientales.

Y para que así conste, en cumplimiento de las disposiciones vigentes, firmamos la presente acreditación en Málaga, a 30 de Abril de 2015.


Prof. Dr. Juan Mario Vargas Yáñez


Prof. Dra. Emilia Martínez Garrido


Prof. Dr. Rafael Villafuerte Fernández



UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

El control de depredadores en España: análisis histórico, incidencia actual del uso de cebos envenenados y perspectivas de futuro

Memoria presentada por Dña. Carolina Márquez Cañas para optar al grado de
Doctora en Ciencias Ambientales por la Universidad de Málaga

La doctoranda:

Fdo.: Carolina Márquez Cañas

A Tete, África y Alba

A mi madre y hermanos

A mis amigos, que también son mi familia

AGRADECIMIENTOS

Es mucho el tiempo dedicado al desarrollo de esta Tesis y mucha la gente que ha contribuido a que llegue a su fin. Es momento de daros las gracias, vosotros sabéis quienes sois objeto de mi gratitud y como las palabras se quedaran cortas ya os daré un buen abrazo cuando tenga ocasión.

En primer lugar, dar las gracias a mis directores de Tesis Juan Mario Vargas, Emilia Martínez y Rafael Villafuerte por el tiempo y esfuerzo invertido en este trabajo. Gracias a Mario, quién confió en darme una oportunidad cuando era una recién licenciada, casi desconocida y le propuse la idea de trabajar con él. En especial, gracias por seguir confiando en mí en esta última etapa de la Tesis, cuando otros menesteres ocupaban mi tiempo y parecía que nunca llegaría el fin. Gracias por vuestra dedicación, que me ha hecho evolucionar tanto en lo profesional como en lo personal.

Quisiera dar las gracias al Departamento de Biología Animal de la Universidad de Málaga por aceptarme como un miembro más, y a los directores del departamento Valentín Sans Coma y Enrique García Raso, por permitirme el uso de las instalaciones. Gracias a todos los profesores y compañeros del departamento, compartir el día a día con vosotros ha sido un placer e ir a trabajar fue siempre en una grata obligación.

A WWF/Adena y en particular a los responsables del “Proyecto contra el Veneno”, por confiarnos parte de los datos que han constituido la base de este trabajo, con el que esperamos contribuir modestamente a la gran y necesaria labor que realizan.

A Raimundo Real por ser un apoyo fundamental para el desarrollo de los análisis de esta Tesis, gracias de corazón por todo el tiempo dedicado. Gracias por hacerme participar en tus proyectos y por tus enseñanzas en lo profesional y lo humano. Para mi ha sido un privilegio poder compartir las horas de trabajo contigo.

A Luis Javier Palomo por su eficaz trabajo como secretario del departamento, nadie lo podría hacer mejor. Gracias por estar siempre disponible para resolver mis dudas y sobre todo gracias por ser un buen amigo. Espero que con Mamén, continuéis reuniendo a vuestros niños y a los niños de vuestros niños.

A todos los miembros del Alcornocal y el Pinsapar gracias por todo, pues es el conjunto de vosotros lo que hace posible que se desarrollen humildes proyectos de investigación como

este y muchos otros de gran proyección. Gracias por el tiempo que desinteresadamente empleáis cada uno en ayudar al de al lado, por los conocimientos que compartís y por ser amigos más que compañeros de trabajo. A Alba, por ser mi becaria de referencia desde el primer día que llegue al departamento y por enseñarme la importancia del trabajo bien hecho. A Jesús y Ana por estar siempre disponibles para resolver mis dudas, sois una pieza fundamental del grupo de investigación. A Pelayo por ayudarme en los análisis y las revisiones, por ser un ejemplo de lo que esta profesión debería ser y por tu amistad. Gracias, por que contar de modo tan cercano con un investigador de tu nivel ha sido de gran ayuda. A David por hacer del Alcornocal un lugar tranquilo donde trabajar. Dr. Romero has sido el perfecto compañero de despacho, con el que compartir en el día a día desde la más sencilla duda de nuestras respectivas Tesis, a las más trascendente de nuestras preocupaciones personales. A los chicos biogea, Pepe y Farfán, por ser un ejemplo de como compatibilizar investigación y gestión, desde la perseverancia, y el conocimiento y amor por la naturaleza. Pepe gracias por la fotito para la portada.

A los “invertebrados”: Javi, Pablo, y Ángel, por hacer del departamento un grupo de amigos, gracias por ser una carga de energía y felicidad.

A Mamén, Cristina, Javi y Ale por los divertidos y agradables ratos de almuerzo y café compartidos. Cristi no olvidaré nuestra estancia en Madrid y “Topete25”.

A los profesores y compañeros del curso de doctorado del IREC. En especial, a Cat por tus revisiones, por tu amistad y por ser siempre tan atenta. He tenido mucha suerte compartir esta investigación contigo.

A Steve Redpath por permitirme compartir mi tiempo de trabajo durante varios meses en el Aberdeen Centre for Environmental Sustainability. Mi especial agradecimiento a Jessica por su simpatía y por hacer de mi profesora de inglés particular.

A los miembros del Departamento de Geografía de la Universidad Autónoma de Madrid por el tiempo compartido durante mis meses de trabajo allí.

A mi familia y amigos por animarme en este proyecto y porque sin su ayuda diaria no hubiera podido conseguirlo. A mi madre por enseñarme a seguir siempre hacia delante, por pequeño que se pueda dar el paso. A mis hermanos por vuestro cariño y por ayudarme con el montaje de las figuras de esta Tesis. A mis suegros, gracias por vuestro incondicional apoyo y por el tiempo dedicado a África mientras yo trabajaba en esta Tesis. A Olivia por las ilustraciones de esta Tesis, gracias porque siempre habrá un dibujo o pintura tuya en los

pequeños hitos de mi vida. También gracias por darme cobijo en mis días de trabajo en Madrid y por compartir la experiencia de nuestra estancia en Escocia. A Abel por arreglarme una y mil veces la patata de ordenador con la que he terminado la Tesis. A Ana García por su apoyo y por ser en estos últimos años un puente entre mi casa y la facultad. A Ana Orellana por poner a mi disposición su creatividad y experiencia para el diseño de la portada de esta Tesis. Que fácil resultan algunas tareas, contando con buenos amigos y más si éstos son grandes profesionales.

A Tete quién en el transcurso de esta Tesis paso por ser mi pareja, mi marido y el padre de mis hijas. Gracias por apoyarme en todo momento, desde el principio cuando me ayudabas a transcribir las bases de datos, hasta el final cuando esta Tesis te robaba a tu mujer a media noche. Gracias por tener siempre las palabras adecuadas para animarme a seguir. Gracias a ti y a África por el “tiempo de mamá” que no os dedique. Gracias a Alba porque tu embarazo me dio el tiempo para terminar este trabajo y porque seguro algo de nuestro tiempo también te quitara.

Índice

Índice

1. Introducción.....	33
1.1 La depredación: tipos y funciones en los ecosistemas naturales	33
1.2 Especies de depredadores ibéricos. Estado de conservación y problemática	36
1.2.1 Carnívoros.....	37
1.2.2 Rapaces	43
1.3 El ser humano y los depredadores.....	51
1.3.1 Historia y causas del conflicto.....	51
1.3.2 Valor utilitario de los depredadores	53
1.3.3 Depredadores y simbolismo	55
1.4 Los métodos tradicionales de lucha contra los depredadores	57
1.5 Evolución histórica del manejo de las poblaciones de depredadores.....	61
1.5.1 El período del libre exterminio	61
1.5.2 El período de la extinción organizada.....	65
1.5.3 El período del control selectivo	67
1.5.3.1 Prácticas legales.....	71
1.5.3.1.1 El cambio de mentalidad	71
1.5.3.1.2 La regulación actual del control de depredadores.....	73
1.5.3.1.3 Estándares internacionales de captura no cruel.....	77
1.5.3.1.4 El control de la depredación	78
1.5.3.1.5 Los nuevos alimañeros.....	82
1.5.3.2 Prácticas ilegales.....	83
1.6 Objetivos	87

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España91

2.1 Análisis descriptivos de la lucha contra los depredadores..... 91

2.1.1 Una aproximación diacrónica a partir de fuentes documentales 91

2.1.2.2 Identificación y descripción de fuentes documentales..... 95

2.1.2.2.1 Fuentes documentales para el estudio del control de depredadores en el siglo XIX..... 95

2.1.2.2.2 Fuentes documentales para el estudio del control de depredadores en el siglo XX: el caso de Cáceres 96

2.1.2.2.2.1 Justificantes de capturas de depredadores entre 1908 - 1924..... 97

2.1.2.2.2.2 Expedientes de autorización de batidas de depredadores entre 1934 - 1966 98

2.1.2.2.2.3 Expedientes de autorización de colocación de cebos envenenados entre 1939 - 1983..... 99

2.1.2.2.2.3.1 Expedientes autorización de colocación de cebos envenenados durante el libre exterminio 100

2.1.2.2.2.3.2 Expedientes autorización de colocación de cebos envenenados durante la extinción organizada 100

2.1.2.2.3 Fuentes documentales para el estudio de las Juntas Provinciales de Extinción de Animales Dañinos y Protección a la Caza..... 102

2.1.2.2.3.1 Reglamentos 102

2.1.2.2.3.2. Memorias anuales y relaciones de capturas..... 103

2.1.2.2.3.3 Actas de reuniones 105

2.1.2.2.3.4 Certificados de capturas..... 106

2.1.2.2.3.5. Otras fuentes 106

2.1.3 Base de datos	108
2.1.4 Área de estudio.....	109
2.1.4.1 Unidades territoriales: provincias	109
2.1.5 Metodología.....	111
2.1.5.1 Análisis cualitativos de los expedientes de captura de depredadores.....	111
2.1.5.1.1 Periodo 1854 – 1860.....	111
2.1.5.1.2 Periodo 1944 - 1969	111
2.1.5.2 Análisis cuantitativos de los expedientes de captura de depredadores.....	113
2.1.5.3 Análisis espacial de las capturas de depredadores a escala provincial.....	113
2.1.5.4 Análisis temporal de las capturas de depredadores	114
2.1.5.5 Análisis del exterminio de depredadores: el caso de Cáceres.....	114
2.1.5.5.1 Área de estudio.....	115
2.1.6 Resultados	116
2.1.6.1 Análisis cualitativos de los expedientes de captura de depredadores.....	116
2.1.6.1.1 Periodo 1854 - 1860	116
2.1.6.1.2 Periodo 1944 - 1969	118
2.1.6.1.2.1 Creación de las JPEADyPC.....	118
2.1.6.1.2.2 Organización y funcionamiento	118
2.1.6.1.2.2.1 <i>Animales dañinos</i>	118
2.1.6.1.2.2.2 Objetivos	121
2.1.6.1.2.2.3 Constitución.....	121
2.1.6.1.2.2.4 Juntas Comarcales.....	122

2.1.6.1.2.2.5 Juntas Locales	122
2.1.6.1.2.2.6 Financiación	123
2.1.6.1.2.2.7 Prioridad de gasto	123
2.1.6.1.2.2.8 Recompensas	124
2.1.6.1.2.2.9 Indemnizaciones por daños a la ganadería.....	130
2.1.6.1.2.3 Disolución de las JPEADyPC	132
2.1.6.2 Análisis cuantitativos de los expedientes de captura de depredadores.....	133
2.1.6.3 Análisis espacial de las capturas de depredadores a escala provincial.....	140
2.1.6.3.1 Periodo 1854 – 1860.....	140
2.1.6.3.1.1 Carnívoros	140
2.1.6.3.1.2 Rapaces.....	141
2.1.6.3.2 Periodo 1944 - 1969	146
2.1.6.3.2.1 Carnívoros	146
2.1.6.3.2.2 Rapaces.....	148
2.1.6.3.2.3 Córvidos.....	150
2.1.6.3.2.4 Reptiles.....	150
2.1.6.3.2.5 Roedores	150
2.1.6.4 Análisis temporal de las capturas de depredadores	163
2.1.6.4.1 Periodo 1908 - 1924	163
2.1.6.4.1.1 Carnívoros	163
2.1.6.4.1.2 Rapaces.....	168
2.1.6.4.2 Periodo 1944 - 1969	169
2.1.6.4.2.1 Carnívoros	169

2.1.6.4.2.2 Rapaces.....	173
2.1.6.4.2.3 Córvidos.....	176
2.1.6.4.2.4 Reptiles.....	177
2.1.6.4.2.5 Roedores	178
2.1.6.5 Análisis del exterminio de depredadores: el caso de Cáceres.....	179
2.1.6.5.1 Batidas de depredadores	179
2.1.6.5.2 Colocación de cebos envenenados.....	179
2.1.6.5.3 Análisis espacial de la persecución de depredadores a escala municipal.....	180
2.1.6.5.4 Análisis temporal de la persecución de depredadores	185
2.2 Modelación de la distribución de capturas de depredadores a escala provincial durante el periodo 1944 - 1969.....	186
2.2.1 Metodología.....	186
2.2.1.1 Capturas de depredadores durante el periodo 1944 - 1969.....	186
2.2.1.2 Variables predictoras.....	186
2.2.1.2.1 Digitalización de variables e inclusión en la base de datos.....	188
2.2.1.2.1.1 Variables espaciales	188
2.2.1.2.1.2 Variables ganaderas	188
2.2.1.2.1.3 Variables cinegéticas.....	193
2.2.1.2.1.4 Variables relativas a los depredadores	196
2.2.1.3 Modelación de distribuciones	200
2.2.1.3.1 Selección de variables	200
2.2.1.3.2 Modelación de distribución: función de favorabilidad....	201
2.2.1.3.3 Tratamiento de la colinealidad	202
2.2.1.3.4 Tratamiento de la autocorrelación espacial.....	202
2.2.1.3.5 Partición de la variación.....	203

2.2.2 Resultados	204
------------------------	-----

3. Análisis del estado actual del empleo cebos envenenados en España 211

3.1 Análisis descriptivos de los eventos de envenenamiento	211
--	-----

3.1.1 Tratamiento previo de los datos	211
---	-----

3.1.2 Área de estudio.....	213
----------------------------	-----

3.1.2.1 Unidades territoriales: comunidades autónomas	213
---	-----

3.1.3 Metodología	214
-------------------------	-----

3.1.3.1 Análisis cuantitativos de los eventos de envenenamiento	214
---	-----

3.1.3.2 Análisis espacial de los eventos de envenenamiento.....	214
---	-----

3.1.3.3 Análisis temporal de los eventos de envenenamiento.....	214
---	-----

3.1.3.5 Análisis de los tóxicos registrados en los eventos de envenenamiento	215
---	-----

3.1.4 Resultados	216
------------------------	-----

3.1.4.1 Análisis cuantitativos de los eventos de envenenamiento: especies y grupos faunísticos afectados.....	216
--	-----

3.1.4.2 Análisis espacial de los eventos de envenenamiento de fauna.....	218
--	-----

3.1.4.3 Análisis temporal de los eventos de envenenamiento.....	223
---	-----

3.1.4.4 Análisis anual de los eventos de envenenamiento	226
---	-----

3.1.4.5 Análisis de los tóxicos responsables de los eventos de envenenamiento	227
--	-----

3.2 Modelación espacial de los eventos de envenenamiento en España.....	229
---	-----

3.2.1 Metodología	229
-------------------------	-----

3.2.1.1 Eventos de envenenamiento en España	229
---	-----

3.2.1.2 Variables predictoras.....	230
------------------------------------	-----

3.2.1.2.1 Digitalización de variables e inclusión en la base de datos.....	232
---	-----

3.2.1.2.1.1 Variables de área y espaciales.....	232
3.2.1.2.1.2 Variables de usos del suelo y vegetación.....	232
3.2.1.2.1.3 Variables cinegéticas.....	232
3.2.1.2.1.4 Variables relativas a los depredadores	233
3.2.1.3 Modelación de las distribuciones	233
3.2.2 Resultados	235
3.3 Modelación espacial de los eventos de envenenamiento en Andalucía: desarrollo de un mapa de riesgos.....	239
3.3.1 Área de estudio.....	239
3.3.1.1 Unidades territoriales: municipios.....	240
3.3.2 Metodología	241
3.3.2.1 Eventos de envenenamiento en Andalucía.....	241
3.3.2.2 Variables predictoras.....	242
3.3.2.2.1 Digitalización de variables e inclusión en la base de datos.....	244
3.3.2.2.1.1 Variables espaciales	244
3.3.2.2.1.2 Variables de usos del suelo y vegetación.....	245
3.3.2.2.1.3 Variables relativas a los depredadores	245
3.3.2.3.1 Validación del modelo.....	246
3.3.3 Resultados	247
3.4 Riesgo específico de envenenamiento de los depredadores silvestres en Andalucía	250
3.4.1 Área de estudio.....	250
3.4.1.1 Unidades territoriales: cuadrículas UTM de 10 x 10km.....	250
3.4.2 Metodología	251
3.4.2.1 Riesgo extrínseco al envenenamiento.....	251
3.4.2.1.1 Modelación espacial de la distribución del veneno	251

3.4.2.1.2 Modelación espacial de las distribuciones de +depredadores	252
3.4.2.1.3 Índice de Conflicto Espacial	252
3.4.2.2 Riesgo intrínseco al envenenamiento	253
3.4.2.3 Riesgo global de envenenamiento.....	254
3.4.3 Resultados	255
3.4.3.1 Modelo de propensión al envenenamiento en Andalucía	256
3.4.3.2 Modelos de favorabilidad de depredadores en Andalucía.....	257
3.4.3.3 Índices de riesgo al envenenamiento	257
3.4.3.4 Mapas de riesgo específico al envenenamiento.....	259
4. Discusión	265
4.1 Consideraciones metodológicas	265
4.2 Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España.....	270
4.3 Análisis del estado actual del empleo cebos envenenados en España.....	277
4.4 Consideraciones finales	288
5. Conclusiones.....	293
Bibliografía	301
Apéndices	329
Publicaciones de esta Tesis.....	373

Índice de figuras

Figura 2.1.....	94
Figura 2.2.....	110
Figura 2.3.....	110
Figura 2.4.....	115
Figura 2.5.....	137
Figura 2.6.....	142
Figura 2.7.....	143
Figura 2.8.....	144
Figura 2.9.....	145
Figura 2.10.....	146
Figura 2.11.....	151
Figura 2.12.....	152
Figura 2.13.....	153
Figura 2.14.....	154
Figura 2.14. (Continuación).....	155
Figura 2.15.....	157
Figura 2.16.....	158
Figura 2.16. (Continuación).....	159
Figura 2.16. (Continuación).....	160
Figura 2.17.....	161
Figura 2.18.....	162
Figura 2.19.....	164
Figura 2.20.....	165
Figura 2.21.....	166
Figura 2.22.....	167

Figura 2.23.....	168
Figura 2.24.....	170
Figura 2.25.....	171
Figura 2.26.....	172
Figura 2.27.....	173
Figura 2.28.....	174
Figura 2.29.....	175
Figura 2.30.....	176
Figura 2.31.....	177
Figura 2.32.....	178
Figura 2.33.....	179
Figura 2.34.....	180
Figura 2.35.....	181
Figura 2.36.....	182
Figura 2.37.....	183
Figura 2.38.....	184
Figura 2.39.....	185
Figura 2.40.....	189
Figura 2.40. (Continuación).....	190
Figura 2.41.....	192
Figura 2.42.....	194
Figura 2.43.....	195
Figura 2.44.....	197
Figura 2.44. (Continuación).....	198
Figura 2.45.....	199
Figura 2.46.....	200

Figura 2.47.....	207
Figura 3.1.....	212
Figura 3.2.....	213
Figura 3.3.....	219
Figura 3.4.....	220
Figura 3.5.....	221
Figura 3.5. (Continuación).....	222
Figura 3.6.....	224
Figura 3.7.....	226
Figura 3.8.....	230
Figura 3.9.....	235
Figura 3.10.....	240
Figura 3.11.....	242
Figura 3.12.....	248
Figura 3.13.....	253
Figura 3.14.....	254
Figura 3.15.....	257
Figura 3.16.....	260
Figura 3.17.....	261

Índice de tablas

Tabla 1.1.....	36
Tabla 1.2.....	38
Tabla 1.3.....	39
Tabla 1.4.....	40
Tabla 1.5.....	44
Tabla 1.6.....	45
Tabla 1.7.....	47
Tabla 1.8.....	70
Tabla 2.1.....	116
Tabla 2.1. (Continuación).	117
Tabla 2.2.....	119
Tabla 2.3.....	120
Tabla 2.4.....	124
Tabla 2.5.....	125
Tabla 2.5. (Continuación).	126
Tabla 2.5. (Continuación).	127
Tabla 2.6.....	128
Tabla 2.6. (Continuación).	129
Tabla 2.7.....	131
Tabla 2.8.....	134
Tabla 2.8. (Continuación).	135
Tabla 2.9.....	135
Tabla 2.10.....	136
Tabla 2.11.....	138
Tabla 2.12.....	139

Tabla 2.13.....	149
Tabla 2.14.....	187
Tabla 2.15.....	205
Tabla 2.16.....	205
Tabla 2.17.....	206
Tabla 2.18.....	206
Tabla 3.1.....	217
Tabla 3.2.....	217
Tabla 3.3.....	225
Tabla 3.4.....	225
Tabla 3.5.....	228
Tabla 3.6.....	231
Tabla 3.7.....	236
Tabla 3.8.....	237
Tabla 3.9.....	237
Tabla 3.10.....	243
Tabla 3.10. (Continuación).....	244
Tabla 3.11.....	247
Tabla 3.12.....	249
Tabla 3.13.....	255
Tabla 3.14.....	256
Tabla 3.15.....	258
Tabla 3.16.....	258
Tabla 3.17.....	259

Índice normativa

Normativa citada en la presente memoria (orden cronológico), en **negrita** las abreviaturas empleadas:

- Códice de la montería de 1180.
- Ley I, Libro VII, Título XXX de la Novísima recopilación. *D. Alonso en Alcalá año 1348 en las peticiones ley última; y D^a. Juana en Burgos a 20 de julio de 1515. Prohibición de armar en los montes cepos con hierros para la caza de puercos, osos ó venados.*
- Leyes del Concejo de la Mesta de 1511.
- Ley IV, Libro VII, Título XXXI de la Novísima recopilación. *D. Carlos I Y D^a. Juana en Valladolid año 1527 petición 28. Prohibición de cazar con tiro de pólvora, y con yerba de ballestero.*
- Ley I, Libro VII, Título XXXI de la Novísima recopilación. *D. Carlos I y D^a. Juana en Valladolid año 1542 petición 7. Facultad de los pueblos para ordenar premio por cada uno, y hacer sobre ello las ordenanzas convenientes.*
- Ley y pragmática del 5 de enero de 1611, sobre prohibición de utilizar arcabuz en la caza.
- Ley V, Libro VII, Título XXX de la Novísima recopilación. *Felipe III derogó la prohibición de usar armas de fuego para cazar el 7 de noviembre de 1617.*
- Real Cédula del 27 de enero de 1788. Los Alcaldes y demás Justicias manden hacer todos los años monterías para la extinción de lobos, zorros, y otros animales dañinos.
- Ley II, Libro VII, Título XXXI de la Novísima recopilación. *D. Carlos IV por res á cons de 31 de Oct De 1794, y céd del Consejo de 3 de Feb 1795 Exterminio de lobos y zorros, cesando las batidas y monterías dispuestas contra ellos.*
- Ley XI, Libro VII, Título XXX de la Novísima recopilación. *D. Carlos IV en Aranjuez por resol á cons del Consejo de 20 de Enero, y céd De 3 de Febrero de 1804 Nueva ordenanza general que debe observarse sobre el modo de cazar y pescar en estos Reynos.*
- Ley sobre caza y pesca de 3 de mayo de 1834.
- Ordenanza de caza y pesca de 3 de mayo de 1834. (**O 1834**)
- Ley de Caza de 10 de enero de 1879. (**LC 1879**)
- Ley de 19 de septiembre de 1896 de protección a los pájaros y otras aves útiles a la agricultura.
- Ley de Caza de 16 de mayo de 1902. (**LC 1902**)
- Reglamento de 1903 de la Ley de Caza de 1902. (**R 1903**)
- Convenio de París de 9 de marzo de 1902 sobre protección de los pájaros útiles para la

agricultura.

- Real Orden de 28 de octubre de 1904.
- Real Orden de 7 de julio de 1915 sobre recompensas por destrucción de animales dañinos.
- Ley de Parques Nacionales de 1916.
- Orden de 30 de Octubre de 1952, por la que se establece la veda en toda España durante el periodo de cinco años del oso.
- Decreto de 11 de agosto de 1953 por el que se declara obligatoria la organización de las Juntas Provinciales de Extinción de Animales dañinos y Protección a la Caza. (**D 1953**)
- Orden Ministerial de 16 de agosto de 1958 por la que se establece la veda en toda España durante el periodo de cinco años de la especie *Gypaetus barbatus* (Quebrantahuesos).
- Orden Ministerial de 3 de abril 1966 a vedar la caza de algunas especies.
- Decreto 1349/1968 de 6 de junio por el que se estructura el Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza.
- Decreto 1350/1968 de reorganización de la Administración del Estado.
- Ley de Caza 1/1970 de 4 de abril. (**LC 1970**)
- Reglamento de 4 de mayo de 1971, para la ejecución de la Ley de caza de 4 de abril de 1970. (**R 1971**)
- Orden de 26 de abril de 1971 por la que se dictan las medidas precisas para procurar la reducción de animales peligrosos para las personas o perjudiciales para la ganadería o la caza. (**O 1971**)
- Decreto 2122/1972, de 21 de julio, por el que se regulan las armas y medios de caza que precisan autorización gubernamental especial.
- Decreto 2573/1973 por el que se protegen determinadas especies de animales salvajes y se dictan normas precisas para asegurar la efectividad a esta protección.
- Constitución Española de 1978.
- Convenio de Berna de 19 de septiembre de 1979, relativo a la Conservación de la Vida Silvestre y del Medio Natural de Europa.
- Directiva 79/409/CEE del Consejo, de 2 de abril de 1979, relativa a la conservación de las aves silvestres. (**D 79/409/CEE -Aves-**)
- Ley Orgánica 2/1986 de 13 de marzo, de Fuerzas y Cuerpos de Seguridad.
- Ley de 19 de septiembre de 1986 de protección a los pájaros y otras aves útiles a la agricultura.
- Ley 4/1989, de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres. (**L 4/89**).
- Real Decreto 1095/1989, de 8 de septiembre, por el que se declaran las especies objeto de

caza y pesca y se establecen normas para su protección. (**RD 1095/1989**).

- Real Decreto 439/1990, de 30 de marzo, por el cual se regula el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas.
- Reglamento (CEE) N° 3254/91 del Consejo de 4 de noviembre de 1991, por el que se prohíbe el uso de cepos en la Comunidad y la introducción en la Comunidad de pieles y productos manufacturados de determinadas especies animales salvajes originarias de países que utilizan para su captura cepos o métodos no conformes a las normas internacionales de captura no cruel.
- Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de marzo, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestre. (**D 92/43/CEE -Hábitat-**).
- Orden de 4 de febrero de 1994, por la que se prohíbe la comercialización y utilización de plaguicidas de uso ambiental que contienen determinados ingredientes activos peligrosos.
- Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre, por el que se establece medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestre. (**RD 1997/1995**).
- Decisión del Consejo, de 26 de enero de 1998, relativa a la celebración de un acuerdo entre la Comunidad Europea, Canadá y la Federación de Rusia sobre normas internacionales de captura no cruel.
- Decisión del Consejo, de 13 de julio de 1998. Acuerdo internacional en forma de Acta acordada entre la Comunidad Europea y Estados Unidos de América en materia de captura no cruel.
- Decisión del Consejo, de 13 de julio de 1998, Acuerdo internacional en forma de Acta acordada entre la Comunidad Europea y Estados Unidos de América en materia de captura no cruel.
- Reglamento (CE) No. 2076/2002 de la Comisión de 20 de noviembre de 2002, por el que se prolonga el período contemplado en el apartado 2 del artículo 8 de la Directiva 91/414/CEE del Consejo y relativo a la no inclusión de determinadas sustancias activas en el anexo I de dicha Directiva, así como a la retirada de autorizaciones de productos fitosanitarios que contengan estas sustancias. (**Reglamento (CE) No. 2076/2002**).

Capítulo 1

Introducción



1. Introducción

1.1 La depredación: tipos y funciones en los ecosistemas naturales

Desde una perspectiva científica, diversos autores se refieren a la depredación como una interacción entre dos especies, como consecuencia de la cual una se beneficia y la otra se perjudica. De acuerdo con ello, la relación entre cazadores y presas, herbívoros y plantas, así como entre parásitos y huéspedes se consideran procesos de depredación. No obstante, el uso convencional de dicho término en el ámbito zoológico se suele restringir a la interacción biótica entre depredadores y presas animales. De ahí que, desde el punto de vista semántico, la depredación se defina como la “acción y efecto de depredar”, es decir, “cazar a otros (animales) de distinta especie para su subsistencia” (Real Academia de la Lengua; RAE, 2001). De acuerdo con estas acotaciones, Vargas (2002) y Ferreras (2008) consideran como depredadora o predatora a cualquier especie animal que captura, da muerte y se alimenta de otros animales denominados presas. Procede puntualizar que este criterio es el que se ha adoptado en la presente memoria en relación a los términos depredación y depredador. Asimismo, conviene aclarar que depredador y predator son vocablos equivalentes e indistintamente aceptados por la RAE, si bien el término depredación no está recogido en su Diccionario y, por tanto, se evitará su uso como sinónimo de depredación.

Años atrás se utilizaba el término *alimaña* para referirse genéricamente a los depredadores. No obstante, la acepción popular de esta palabra transgredía el exacto significado de la misma, ya que se refiere exclusivamente a los “animales que son perjudiciales a la caza menor, como, por ejemplo, la zorra, el gato montés, el milano, etc.” (RAE, 2001). Este término actualmente está casi en desuso, debido a la connotación negativa que adquirió en el pasado cuando los conceptos de *alimaña* y exterminio estaban asociados.

La depredación supone una pérdida de individuos de la especie presa, pudiendo ser uno de los factores que limitan el crecimiento natural de las poblaciones de especies presas bajo determinadas circunstancias. Pero suelen ser situaciones más excepcionales que cotidianas y temporales que permanentes. De hecho, existen otros factores limitantes de las poblaciones de especies presas que suelen tener mayor impacto sobre su demografía: la pérdida de capacidad de carga del hábitat (lo que implica falta de disponibilidad de alimento, de refugio o de zonas de cría), la competencia inter o intra-específica, las enfermedades y parásitos, además del efecto negativo de la propia caza (Vargas, 2002; Ferreras, 2008, 2009).

1. Introducción

Por otro lado, la depredación cumple numerosas funciones que suponen una interacción necesaria para el desarrollo de procesos ecológicos en los ecosistemas naturales. Algunas de estas funciones son:

- Reducción de la competencia intraespecífica de las poblaciones presas. La depredación es beneficiosa para la población presa pues, al reducir su densidad, disminuye la competencia entre individuos (Begon *et al.*, 1990).
- Efecto sanitario. Según la teoría del depredador prudente, las capturas eliminan animales preferentemente enfermos o viejos. Además al disminuir el tamaño de la población presa, se reduce el riesgo de contagio de enfermedades y parásitos (Hudson *et al.*, 1992; Millán *et al.*, 2002; Gortázar *et al.*, 2006).
- Regulación de procesos naturales. La depredación limita que las poblaciones presas superen la capacidad de carga del medio, de manera que se evita la sobreexplotación de sus recursos naturales. Por ejemplo, al mitigar las situaciones de sobreabundancia de herbívoros se evitan daños sobre la vegetación natural o cultivada (Ripple y Beschta, 2012).
- Regulación interespecífica entre depredadores. Las especies consideradas grandes depredadores o superdepredadores pueden ejercer un control sobre los depredadores de menor tamaño y generalistas (Litvaitis y Villafuerte, 1996). Además, la interacción de competencia entre depredadores puede hacer que se vean beneficiadas sus especies presa.
- Regulación de comunidades presa. La disminución o desaparición de las especies depredadoras puede hacer aumentar la población de algunas poblaciones presas con superioridad competitiva frente a otras. Ello puede dar lugar a la disminución o desaparición de las especies presa con menor capacidad competitiva, en cuyo caso disminuye la complejidad de los ecosistemas (Begon *et al.*, 1990).
- Motor de procesos evolutivos. A una escala temporal más amplia, la depredación es un potente motor de los procesos evolutivos, tanto de especies depredadoras como de especies presa (Begon *et al.*, 1990).

La depredación mantiene las poblaciones de especies presas y depredadoras en una relación equilibrada. La mortalidad producida por los depredadores sobre las presas depende de varios factores, que según Leopold (1986) y Ferreras (2008, 2009) son los siguientes:

- La densidad de la población presa.
- La densidad de la población depredadora.

- La predilección del depredador por una presa o un segmento poblacional de la misma (edad, sexo o condición física).
- La diversidad y abundancia de otras presas o alimentos alternativos para el depredador, lo que puede implicar tanto un aumento como una disminución de la población depredadora.
- La condición física de las especies presa que le permitirán escapar del depredador.
- El estado de conservación del hábitat, que determinará la disponibilidad de refugios para la presa y la capacidad de acogida de una mayor diversidad de presas.

Según la teoría del aprovechamiento óptimo de MacArthur y Pianka (1966), los depredadores se pueden agrupar en dos tipos, en función del tiempo y energía invertidos en buscar su presa y en manipularla (es decir, perseguirla, someterla y consumirla):

- Depredadores especialistas, que se especializan en la búsqueda y captura de especies concretas. Estos depredadores se alimentan de pocos tipos de presas, las cuales constituyen la mayor proporción de su dieta. Su densidad poblacional es baja como resultado de una tasa de reproducción también baja. La reducción de la población de la presa principal ocasiona una respuesta paralela (respuesta numérica) en su propia población.
- Depredadores generalistas, que persiguen y se alimentan de una gran proporción de las presas con las que se encuentran. Estos depredadores se adaptan a cambios en la disponibilidad de presas mediante cambios en su dieta (respuesta funcional), de manera que no se producen cambios en el tamaño de su población. Las poblaciones de depredadores generalistas pueden alcanzar altas densidades, como resultado de su alta tasa de reproducción.

Esta clasificación de depredadores no es cerrada sino que la mayor parte de ellos se encuentran en situaciones intermedias.

1.2 Especies de depredadores ibéricos. Estado de conservación y problemática

En este apartado se hace referencia a los depredadores ibéricos cuya actividad afecta en mayor o menor medida a los intereses humanos, como pueden ser la fauna cinegética y el ganado doméstico. Teniendo en cuenta esta limitación, Vargas (2002) y Ferreras (2009) consideran que en España existen 55 especies depredadoras con alguna incidencia en especies cinegéticas. En su mayoría estas especies pertenecen al grupo de Carnívoros (18 especies) y de rapaces (23 especies), que se especificarán a continuación. El resto de especies depredadoras se especifican en la Tabla 1.1.

A este grupo de depredadores silvestres, hay que sumar la presencia en el medio natural de animales asilvestrados que actúan como depredadores, es el caso de perros (*Canis lupus familiaris* Linnaeus, 1758) y gatos (*Felis silvestris catus* Schreber, 1775). Además de especies introducidas en el medio natural por la actividad humana, como el visón americano (*Neovison vison* Schreber, 1771) (Bravo, 2007) y el mapache (*Procyon lotor* Linnaeus, 1758) (García *et al.*, 2012).

Tabla 1.1. Otras especies de depredadores ibéricos.

Orden / Familia	Especie	Nombre común
Erinaceomorfos		
Erinaceidae	<i>Erinaceus europaeus</i> (Linnaeus, 1758)	Erizo europeo
Artiodáctilos		
Suidae	<i>Sus scrofa</i> (Linnaeus, 1758)	Jabalí
Roedores		
Gliridae	<i>Eliomys quercinus</i> (Linnaeus, 1766)	Lirón careto
Muridae	<i>Rattus rattus</i> (Linnaeus, 1758)	Rata común
	<i>Rattus norvegicus</i> (Berkenhout, 1769)	Rata negra
Passeriformes		
Corvidae	<i>Cyanopica cyanus</i> (Bonaparte, 1850)	Rabilargo
	<i>Pica pica</i> (Linnaeus, 1758)	Urraca
	<i>Corvus monedula</i> (Linnaeus, 1758)	Grajilla
	<i>Corvus frugilegus</i> (Linnaeus, 1758)	Graja
	<i>Corvus corone</i> (Linnaeus, 1758)	Corneja
	<i>Corvus corax</i> (Linnaeus, 1758)	Cuervo
Escamosos		
Lacertidae	<i>Timon lepidus</i> (Daudin, 1802)	Lagarto ocelado
Colubridae	<i>Malpolon monspessulanus</i> (Hermann, 1809)	Culebra bastarda
	<i>Rhinechis scalaris</i> (Schinz, 1822)	Culebra de escalera

1.2.1 Carnívoros

Todas las especies del Orden Carnivora, a pesar de la enorme diversificación en cuanto a forma y tamaño, tienen en común varias características asociadas a su actividad cazadora. Entre estas características destacan una dentición especializada para la captura y procesamiento de sus presas y un sentido del olfato muy desarrollado. De las especies presentes en España algunas son de hábitos diurnos y nocturnos.

Estado de conservación

En España destacan 6 familias del orden Carnivora (de las 7 presentes en España), lo que supone un total de 16 especies (Gisbert, 1996). De estas especies de Carnívoros 6 se encuentran catalogadas dentro de alguna de las categorías de amenaza de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN, en inglés: IUCN) a nivel estatal (Tabla 1.2). Destacan por su crítica situación el lince ibérico (*Lynx pardinus* Temminck, 1827) y la población cantábrica de oso pardo (*Ursus arctos* Linnaeus, 1758).

1. Introducción

Tabla 1.2. Especies de Carnívoros presentes en España y sus categorías de amenaza establecidas por la IUCN: *En Peligro Crítico* (CR), *En Peligro* (EN), *Vulnerable* (VU), *Casi Amenazado* (NT) y *Preocupación Menor* (LC), para España y a nivel Mundial.

Familia / Especie	Nombre común	Categoría IUCN	
		España	Mundial ¹
Canidae			
<i>Canis lupus</i> (Linnaeus, 1758)	Lobo	NT ²	LC
<i>Vulpes vulpes</i> (Linnaeus, 1758)	Zorro	LC ³	LC
Mustelidae			
<i>Mustela erminea</i> (Linnaeus,1758)	Armiño	LC ³	LC
<i>Mustela nivalis</i> (Linnaeus, 1766)	Comadreja	LC ³	LC
<i>Mustela lutreola</i> (Linnaeus, 1761)	Visón europeo	EN ⁴	CR
<i>Mustela putorius</i> (Linnaeus,1758)	Turón	NT ⁵	LC
<i>Neovison vison</i> (Schreber, 1771)	Visón americano	LC ³	LC
<i>Martes martes</i> (Linnaeus,1758)	Marta	LC ³	LC
<i>Martes foina</i> (Erxleben, 1777)	Garduña	LC ³	LC
<i>Meles meles</i> (Linnaeus, 1758)	Tejón	LC ³	LC
<i>Lutra lutra</i> (Linnaeus, 1758)	Nutria	LC ³	NT
Ursidae		CR (Cordillera Cantábrica); NE (Pirineos) ⁶	LC
<i>Ursus arctos</i> (Linnaeus, 1758)	Oso pardo		
Herpestidae			
<i>Herpestes ichneumon</i> (Linnaeus, 1758)	Meloncillo	LC ³	LC
Viverridae			
<i>Genetta genetta</i> (Linnaeus, 1758)	Gineta	LC ³	LC
Felidae			
<i>Felis silvestris</i> (Schreber, 1777)	Gato montés	NT ⁷	LC
<i>Lynx pardinus</i> (Temminck, 1827)	Lince ibérico	CR ⁸	CR

Fuentes: ¹ IUCN (2012), ² Blanco *et al.* (2007), ³ Palomo *et al.* (2007), ⁴ Palazón y Gómez (2007), ⁵ Virgós *et al.* (2007), ⁶ Palomero (2007), ⁷ López-Martín *et al.* (2007) y ⁸ Calzada *et al.* (2007).

Amenazas

Las principales fuentes de amenaza de los Carnívoros ibéricos amenazados son: la destrucción de su hábitat, la caza ilegal y las infraestructuras (por atropellos y fragmentación del hábitat) (Tabla 1.3). El empleo de cebos envenenados ocasiona mortalidad a especies emblemáticas como el lobo (*Canis lupus* Linnaeus, 1758) y el oso pardo.

Tabla 1.3. Principales amenazas que afectan a los Carnívoros presentes en España calificados con alguna categoría de amenaza, se marcan con el símbolo (✓). Los códigos de las amenazas se corresponden con las siguientes causas: (1) destrucción o pérdida de hábitat, (2) fragmentación del hábitat y efecto barrera, (3) reducción de recursos tróficos, (4) abandono agrícola e intensificación agrícola y ganadera, (5) caza ilegal, (6) utilización de veneno (7) competencia y depredación por especies introducidas, (8) infraestructuras, (9) aislamiento y escasa viabilidad genética, y (10) hibridación con animales domésticos.

Especie	Amenazas									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>Canis lupus</i> ¹			✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓
<i>Mustela lutreola</i> ²	✓	✓					✓	✓	✓	
<i>Mustela putorius</i> ³	✓		✓		✓	✓		✓		✓
<i>Ursus arctos</i> ⁴	✓	✓			✓	✓		✓	✓	
<i>Felis silvestris</i> ⁵	✓	✓			✓					✓
<i>Lynx pardinus</i> ⁶	✓	✓	✓		✓			✓	✓	

Fuentes: ¹ Blanco *et al.* (2007), ² Palazón y Gómez (2007), ³ Virgós *et al.* (2007), ⁴ Palomero (2007), ⁵ López-Martín *et al.* (2007) y ⁶ Calzada *et al.* (2007).

Alimentación

De los Carnívoros ibéricos destacan por sus hábitos de alimentación generalistas un grupo de Carnívoros de mediano tamaño: el zorro (*Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758), el visón europeo (*Mustela lutreola* Linnaeus, 1761), la marta (*Martes martes* Linnaeus, 1758), garduña (*Martes foina* Erxleben, 1777), el meloncillo (*Herpestes ichneumon* Linnaeus, 1758) y la gineta (*Genetta genetta* Linnaeus, 1758). En el marco de esta Tesis es de destacar que las especies que se alimentan con mayor o menor frecuencia de herbívoros domésticos son el lobo y el oso pardo. Por otro lado, se responsabiliza al zorro, gineta y garduña del ataque a aves de corral.

En general, las fuentes de alimento más frecuentes entre los Carnívoros ibéricos son el conejo (*Oryctolagus cuniculus* Linnaeus, 1758), los micromamíferos y las Aves (Tabla 1.4).

1. Introducción

Tabla 1.4. Principales fuentes de alimento de las especies de Carnívoros presentes en España, se marcan con el símbolo (✓). Los códigos de la tabla se corresponden con las siguientes fuentes de alimentación: (1) Ungulados, (2) Lagomorfos, (3) micromamíferos, (4) Aves, (5) Anfibios, (6) Reptiles (7) Peces, (8) invertebrados, (9) animales domésticos, (10) carroña, (11) frutos, (12) setas, (13) material vegetal y (14) basura.

Especie	Fuente de alimentación													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Canis lupus</i>	✓								✓	✓				
<i>Vulpes vulpes</i>		✓	✓	✓				✓		✓	✓			✓
<i>Mustela erminea</i>			✓											
<i>Mustela Novalis</i>		✓	✓	✓	✓	✓		✓						
<i>Mustela lutreola</i>			✓	✓	✓	✓	✓	✓						
<i>Mustela putorius</i>		✓	✓		✓									
<i>Neovison vison</i>		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓	✓			
<i>Martes martes</i>			✓	✓				✓			✓			
<i>Martes foina</i>		✓	✓	✓					✓					
<i>Meles Meles</i>		✓			✓	✓		✓		✓	✓	✓		
<i>Lutra lutra</i>					✓	✓	✓	✓						
<i>Ursus arctos</i> ¹	✓							✓	✓	✓	✓		✓	
<i>Herpestes ichneumon</i>		✓	✓	✓	✓	✓		✓			✓	✓		
<i>Genetta genetta</i>			✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓		✓	
<i>Felis silvestris</i>		✓	✓	✓										
<i>Lynx pardinus</i> ²	✓	✓	✓	✓										

Fuente: Palomo *et al.* (2007), ¹ Mateo-Tómas *et al.* (2013), ² Delibes (1980).

A continuación, se describen los cambios en la distribución sufridos por algunas de las especies de Carnívoros ibéricos amenazados, cuya regresión se ha visto y se ve claramente marcada por la persecución humana.

Lobo

Originalmente presente en casi todo el mundo (especialmente en el hemisferio norte), el lobo desapareció en gran parte de Estados Unidos, México y oeste de Europa a causa de la intensa persecución de que fue objeto (Mech y Boitani, 2008). En la actualidad su distribución geográfica es más limitada, encontrándose en Canadá, Alaska, norte de Estados Unidos, Europa y Asia.

En 1840, la disponibilidad de caza mayor y de ganado ovino permitía la presencia del lobo en toda España, a excepción de la costa catalana. Ya en 1950 esta especie vio mermada su área de distribución a la parte occidental de la Península y a una población residual en los Pirineos. En 1970 el lobo ocupaba tres regiones claramente diferenciadas: en el norte de España, la Cordillera Cantábrica, el norte de León y Zamora y el oeste de Galicia; la Sierra de Gata y la zona oriental de Sierra Morena (Valverde, 1971).

Blanco *et al.*, (1992) destacaron la indudable expansión del núcleo poblacional del norte de España con respecto a datos publicados en estudios anteriores (Valverde, 1971; Grande, 1984). Por el contrario, advirtieron la tendencia regresiva de las poblaciones del sur, más pequeñas y aisladas, la de Extremadura y Sierra Morena. El lobo fue catalogado a nivel mundial por la IUCN en la categoría de *Vulnerable* hasta el año 1996, en que fue excluido de la lista de especies amenazadas e introducido en la categoría de *Riesgo Menor, Mínima Preocupación* (IUCN, 2011).

En la actualidad la población reproductora se distribuye por la España noroccidental y central, ocupando gran parte de Galicia, Asturias, Cantabria y Castilla y León, además de parte del País Vasco, La Rioja y la provincia de Guadalajara. Existen dos subpoblaciones aisladas en la Sierra Morena de Córdoba y Jaén, donde la distribución de la especie alcanza la latitud más meridional de la Península Ibérica (Blanco *et al.*, 2007; Blanco y Cortés, 2009).

Oso pardo

Aunque actualmente la distribución de la población española de oso pardo se circunscribe a la Cordillera Cantábrica y Pirenaica, en el pasado la especie ocupaba toda la Península Ibérica. Ya en el siglo XVIII sólo existían dos núcleos de población, el galaico-cantábrico y el pirenaico. Desde la separación de estos núcleos ambos han seguido una tendencia claramente regresiva.

La población cantábrica continuó restringiendo su área de distribución hasta configurarse dos poblaciones, separadas por el puerto de Pajares y Mampodre-Riaño. Las referencias demográficas del núcleo cantábrico, a mediados del siglo XX, reflejan cómo esta población se encontraba al borde de la extinción. En 1954 se calculó la población en unos 40 ejemplares divididos en dos núcleos, en 1953 la cifra era de 28 ejemplares en Asturias y en 1964 se estimó en unos 77 para la población occidental de la cordillera cantábrica (Palomero *et al.*, 2007).

1. Introducción

En España el oso fue especie cinegética hasta 1973, aunque se declaró parcialmente su veda en 1952 (Palomero, 2007), por *Orden de 30 de Octubre de 1952*, pues se temía que la especie pudiera desaparecer de la Cordillera Cantábrica y del Pirineo. Esta orden preveía posibles penas para los infractores e indemnizaciones por los daños que pudiese ocasionar la especie, ya que en ocasiones ataca cultivos, ganado y explotaciones apícolas.

En la actualidad la población de osos cantábrica se estima entre 70-130 ejemplares y la pirenaica entre 5-20 ejemplares, en esta última se está llevando a cabo un refuerzo poblacional con individuos procedentes de Eslovenia (Naves y Fernández-Gil, 2007). La población cantábrica occidental se localiza al SO de Asturias, NO de León y SE de Lugo, y la oriental al SE de Asturias, NE de León, SO de Cantabria y N de Palencia (Rodríguez, 1996; Palomero *et al.*, 2007).

Los resultados obtenidos tras el seguimiento de osas con crías entre 1989 y 2004 indican una tendencia demográfica positiva en las poblaciones cantábricas. La disminución de mortalidad no natural parece haber sido fundamental en la expansión numérica y espacial de las poblaciones de oso en otros países como Estados Unidos, países escandinavos y del este de Europa (Ballesteros *et al.*, 2006), teniendo en cuenta que se trata de una especie longeva con bajo potencial reproductivo. Si a esto sumamos la delicada situación de diversidad genética de estas poblaciones, parece ser fundamental la eliminación de la mortalidad humana directa (Palomero, 2007).

Lince ibérico

Esta especie es endémica de la Península Ibérica y en el pasado llegó a ocupar casi toda su superficie y parte del sur de Francia (Gisbert, 1996; Rodríguez y Delibes, 2002). Sin embargo ha sufrido una drástica regresión territorial y poblacional desde hace unos 200 años, de manera que a mediados de siglo XX la especie ya había desaparecido de la mitad norte peninsular. El declive se aceleró en la década de los 50, asociado a un aumento en la persecución humana. En las dos décadas posteriores la mixomatosis, enfermedad que afectó al conejo de monte, junto con la caza y destrucción de su hábitat, incrementó la fragmentación y disminución de sus poblaciones hasta quedar restringidas al cuadrante suroccidental de la Península (Guzmán *et al.*, 2004). Hasta 1973 el lince era considerada especie cinegética aunque su captura estaba prohibida desde 1966 (Vargas, 2002), siendo su piel muy apreciada en peletería (Pardo, 1949). A finales de los 80, la aparición de la enfermedad hemorrágico vírica propició un nuevo descenso de las poblaciones de conejo

(Villafuerte *et al.*, 1994, 1995), quedando finalmente confinado el lince a dos subpoblaciones reproductoras en Andalucía: Sierra de Andújar-Cardena y Doñana (Guzmán *et al.*, 2004).

1.2.2 Rapaces

Según Vargas (2002) y Ferreras (2009) son 23 las especies de rapaces que depredan especies cinegéticas (Tabla 1.5). Tras la revisión bibliográfica realizada por Valkama *et al.* (2005) sobre estudios de dieta de aves rapaces, se constató que sólo 20 de las 52 especies de rapaces existentes en Europa depredaban sobre especies cinegéticas. De acuerdo con estos resultados, en España son 14 las especies de rapaces que afectan a las especies de caza (Tabla 1.5).

En el listado de aves rapaces se incluyen las cuatro especies de buitres existentes en España, ya que aunque se alimentan de carroña el efecto de los métodos ilegales de control de depredadores provocan altas tasas de mortalidad en sus poblaciones.

Estado de conservación

De las 27 especies aquí consideradas 15 especies se han catalogado dentro de alguna de las categorías de amenaza de la IUCN a nivel Estatal. De éstas, 1 especie está catalogada *En Peligro Crítico*, 6 especies *En Peligro*, 3 especies *Vulnerable* y 5 especies *Casi Amenazado* (Tabla 1.5).

1. Introducción

Tabla 1.5. Especies de rapaces presentes en España, que depredan sobre especies cinegéticas según Vargas (2002) y Ferreras (2009). Se marcan con un asterisco aquellas especies que según Valkama *et al.* (2005) no incluyen en su dieta de forma significativa especies cinegéticas. Categorías de amenaza establecidas por la IUCN: *En Peligro Crítico* (CR), *En Peligro* (EN), *Vulnerable* (VU), *Casi Amenazado* (NT), *Preocupación Menor* (LC) y *No Evaluada* (NE), para España y a nivel Mundial.

Orden / Familia / Especie	Nombre común	Categoría IUCN	
		España	Mundial ¹
Falconiformes			
Accipitridae			
<i>Pernis apivorus</i> (Linnaeus, 1758)*	Abejero europeo	LC ²	LC
<i>Elanus caeruleus</i> (Desfontaines, 1789)*	Elanio común	NT ³	LC
<i>Milvus migrans</i> (Boddaert, 1783)	Milano negro	NT ⁴	LC
<i>Milvus milvus</i> (Linnaeus, 1758)	Milano real	EN ⁵	NT
<i>Gypaetus barbatus</i> (Linnaeus, 1758)*	Quebrantahuesos	EN ⁶	LC
<i>Neophron percnopterus</i> (Linnaeus, 1758)*	Alimoche común	EN ⁷	EN
<i>Aegypius monachus</i> (Linnaeus, 1766)*	Buitre negro	VU ⁸	NT
<i>Gyps fulvus</i> (Hablizl, 1783)*	Buitre leonado	NE ²	LC
<i>Circus gallicus</i> (Gmelin, 1788)*	Culebrera europea	LC ²	LC
<i>Circus aeruginosus</i> (Linnaeus, 1758)	Aguilucho lagunero occidental	NE ²	LC
<i>Circus cyaneus</i> (Linnaeus, 1766)	Aguilucho pálido	NE ²	LC
<i>Circus pygargus</i> (Linnaeus, 1758)	Aguilucho cenizo	VU ⁹	LC
<i>Accipiter gentilis</i> (Linnaeus, 1758)	Azor común	NE ²	LC
<i>Accipiter nisus</i> (Linnaeus, 1758)*	Gavilán común	NE ²	LC
<i>Buteo buteo</i> (Linnaeus, 1758)	Busardo ratonero	NE ²	LC
<i>Aquila adalberti</i> (Brehm, 1861)	Águila imperial ibérica	EN ¹⁰	VU
<i>Aquila chrysaetos</i> (Linnaeus, 1758)	Águila real	NT ¹¹	LC
<i>Hieraaetus pennatus</i> (Gmelin, 1788)	Aguillilla calzada	NE ²	LC
<i>Hieraaetus fasciata</i> (Vicillot, 1822)	Águila-azor perdicera	EN ¹²	-
Pandionidae			
<i>Pandion haliaetus</i> (Linnaeus, 1758)*	Águila pescadora	CR ¹³	LC
Falconidae			
<i>Falco naumanni</i> (Fleischer, 1818)*	Cernícalo primilla	VU ¹⁴	LC
<i>Falco tinnunculus</i> (Linnaeus, 1758)*	Cernícalo vulgar	NE ²	LC
<i>Falco subbuteo</i> (Linnaeus, 1758)*	Alcotán europeo	NT ¹⁵	LC
<i>Falco eleonora</i> (Gene, 1839)*	Halcón de Eleonora	NT ¹⁶	LC
<i>Falco peregrinus</i> (Funstall, 1771)	Halcón peregrino	NE ²	LC
<i>Falco pelegrinoides</i> (Temminck, 1829)	Halcón tagarote	EN ²	LC
Strigiformes			
Strigidae			
<i>Bubo bubo</i> (Linnaeus, 1758)	Búho real	NE ²	LC

Fuentes: ¹ IUCN (2012), ² Madroño *et al.* (2004), ³ Ferrero y Onrubia (2004), ⁴ Blanco y Viñuela (2004), ⁵ Viñuela (2004), ⁶ Antor *et al.* (2004), ⁷ Donázar (2004), ⁸ Sánchez (2004), ⁹ Arroyo y García (2004), ¹⁰ González *et al.* (2008), ¹¹ Arroyo (2004), ¹² Real (2004), ¹³ Triay y Siverio (2004), ¹⁴ Atienza y Tella (2004), ¹⁵ Palacín (2004) y ¹⁶ Muntaner (2004).

Amenazas

En España, las principales amenazas que afectan a las rapaces calificadas con alguna categoría de amenaza están relacionadas con su persecución directa (caza ilegal y uso de veneno) y la destrucción o pérdida de sus hábitats (Tabla 1.6). A estas causas, le siguen las molestias humanas y el abandono agrícola y la intensificación de la actividad agrícola y ganadera.

Tabla 1.6. Principales amenazas que afectan a las rapaces calificadas con alguna categoría de amenaza, se marcan con el símbolo (✓). Los códigos de las amenazas se corresponden con las siguientes causas: (1) destrucción o pérdida de hábitat, (2) fragmentación del hábitat y efecto barrera, (3) reducción de recursos tróficos (4) abandono agrícola e intensificación agrícola y ganadera, (5) caza ilegal, (6) utilización de veneno (7) molestias humana, (8) competencia con especies antropófilas, (9) competencia y depredación por especies introducidas, (10) electrocuciones o colisiones en tendidos eléctricos, (11) infraestructuras y (12) incendios forestales.

Especie	Amenazas											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Elanus caeruleus</i>				✓	✓						✓	
<i>Milvus migrans</i>				✓	✓	✓				✓	✓	
<i>Milvus milvus</i>	✓			✓	✓	✓				✓		
<i>Gypaetus barbatus</i>				✓	✓	✓	✓			✓		
<i>Neophron percnopterus</i>	✓			✓		✓	✓					
<i>Aegypius monachus</i>				✓		✓	✓					
<i>Circus pygargus</i>	✓			✓	✓							
<i>Aquila adalberti</i>	✓	✓	✓		✓					✓		✓
<i>Aquila chrysaetos</i>	✓				✓		✓			✓		✓
<i>Hieraetus fasciata</i>	✓		✓		✓	✓	✓			✓		
<i>Pandion haliaetus</i>	✓				✓		✓			✓		
<i>Falco nauman</i>	✓		✓				✓					
<i>Falco tinnunculus</i>	✓			✓	✓	✓	✓		✓		✓	
<i>Falco subbuteo</i>	✓				✓					✓		✓
<i>Falco eleonora</i>	✓							✓				
<i>Falco peregrinoides</i>					✓		✓			✓		

Fuente: Madroño *et al.* (2004).

Alimentación

En el marco de esta Tesis es interesante tener en cuenta dos aspectos de la alimentación de las rapaces: hábitos carroñeros y depredación sobre especies cinegéticas. El primer aspecto por su directa relación con el envenenamiento de rapaces y el segundo por el conflicto de intereses que supone al sector cinegético.

De las rapaces aquí consideradas, las cuatro especies de buitres son estrictamente carroñeras (Tabla 1.7). Aunque hay otras tres especies que incluyen en su alimentación la carroña: el milano negro (*Milvus migrans* Boddaert, 1783), el milano real (*Milvus milvus* Linnaeus, 1758) y el busardo ratonero (*Buteo buteo* Linnaeus, 1758).

Los milanos son especies que depredan y carroñean sobre especies cinegéticas, según estudios realizados en España la importancia en su dieta no es muy alta (Valkama *et al.*, 2005), desconociéndose además la proporción de estas especies que es capturada viva (García *et al.*, 1998). Entre los aguiluchos y el busardo ratonero las aves cinegéticas son poco frecuentes o ausentes en su dieta, mientras que los Lagomorfos suponen una proporción importante según la región (Mañosa y Cordero, 1992; Valkama *et al.*, 2005), al igual que ocurre con el búho real (*Bubo bubo* Linnaeus, 1758). En el caso del azor común (*Accipiter gentilis* Linnaeus, 1758) ambos grupos suponen una proporción importante de su alimentación. En el grupo de las águilas presentes en España una proporción importante de su alimentación la constituyen los Lagomorfos, principalmente para el águila imperial ibérica (*Aquila adalberti* Brehm, 1861). Aunque también incluyen en su dieta algunas especies cinegéticas de Aves; como es el caso de la perdiz roja (*Alectoris rufa* Linnaeus, 1758) para el águila-azor perdicera (*Hieraeetus fasciata* Vieillot, 1822) (Valkama *et al.*, 2005).

Tabla 1.7. Principales fuentes de alimento de las especies de rapaces presentes en España, se marcan con el símbolo (✓). Los códigos de la tabla se corresponden con las siguientes fuentes de alimentación: (1) Lagomorfos, (2) micromamíferos, (3) Aves, (4) Anfibios, (5) Reptiles, (6) Peces, (7) invertebrados, (8) carroña y (9) basura.

Especie	Fuente de alimentación								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Pernis apivorus</i>							✓		
<i>Elanus caeruleus</i>		✓	✓		✓		✓		
<i>Milvus migrans</i>	✓		✓			✓	✓	✓	✓
<i>Milvus milvus</i>	✓		✓				✓	✓	✓
<i>Gypaetus barbatus</i>								✓	
<i>Neophron percnopterus</i>								✓	✓
<i>Aegypius monachus</i>								✓	
<i>Gyps fulvus</i>								✓	
<i>Circus gallicus</i>					✓				
<i>Circus aeruginosus</i>	✓	✓	✓				✓		
<i>Circus cyaneus</i>	✓	✓		✓					
<i>Circus pygargus</i>									
<i>Accipiter gentilis</i>									
<i>Accipiter nisus</i>		✓	✓		✓				
<i>Buteo buteo</i>	✓								
<i>Aquila adalberti</i>	✓								
<i>Aquila chrysaetos</i>	✓		✓		✓				
<i>Hieraaetus pennatus</i>		✓	✓		✓				
<i>Hieraaetus fasciata</i>	✓		✓						
<i>Pandion haliaetus</i>						✓			
<i>Falco nauman</i>		✓					✓		
<i>Falco tinnunculus</i>		✓			✓		✓		
<i>Falco subbuteo</i>		✓	✓				✓		
<i>Falco eleonorae</i>			✓				✓		
<i>Falco peregrinus</i>			✓						
<i>Falco pelegrinoides</i>			✓						
<i>Bubo bubo</i>	✓	✓	✓						

Fuentes: Lack (1946) y Madroño *et al.* (2004).

1. Introducción

A continuación, se describen los cambios en la distribución sufridos por algunas de las especies de rapaces ibéricas, cuya regresión se ha visto y se ve claramente marcada por la persecución directa por parte del ser humano.

Milano negro

El milano negro en la actualidad está ampliamente distribuido por Europa, aunque durante el siglo XX sufrió un declive substancial que afectó principalmente a las poblaciones del este de Europa. En las últimas décadas del siglo XX la tendencia de sus poblaciones españolas era fluctuante (Viñuela y Sunyer, 1994), aunque en la actualidad se está observando un descenso poblacional en las poblaciones bien monitorizadas (Blanco y Viñuela, 2003, 2004; de Juana, 2004). La especie está presente en el noroeste peninsular, donde ocupa áreas de montaña y con mayor densidad poblacional en los valles de los ríos Guadalquivir, Tajo, Guadiana y Duero (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2011).

Milano real

La distribución histórica del milano real es desconocida. Parece que durante el siglo XX estaba ausente o era muy escasa en la costa mediterránea y cantábrica. En la actualidad sus poblaciones se concentran en: noreste de España (montañas pirenaicas y prepirenaicas), penillanuras del centro-oeste y áreas de montaña del Sistema Central.

Las estimas poblacionales de principios de los 60 se acercaban en unos miles de individuos (Garzón, 1977). El declive de esta especie tuvo que ser acentuado teniendo en cuenta los 10.000 milanos cazados entre 1954 y 1961 (Garzón, 1974). El censo de 1994 indicó una fuerte regresión poblacional en la mitad sur peninsular (Viñuela, 2004). Del mismo modo, esta tendencia negativa queda reflejada al comparar el censo de 1994 con el último de 2004, donde se estima una disminución entorno al 40-50% de las poblaciones tanto reproductora como invernante (Cardiel, 2006). A escala autonómica la tendencia poblacional de la población reproductora es negativa en todo el territorio español tan sólo País Vasco y Cataluña registran una tendencia ligeramente al alza de las poblaciones invernantes.

Quebrantahuesos

Durante los siglos XIX y XX las poblaciones de quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus* Linnaeus, 1758) del Paleártico occidental han sufrido un fuerte declive, reduciéndose su distribución a tres núcleos pequeños y aislados: Pirineos, Córcega y Creta (Antor *et al.*,

2004; Sánchez-Castilla y Báguena, 2007). La población española es la mayor de Europa y presenta una tendencia positiva habiéndose duplicado el número de parejas entre finales de los 80 y principios del presente siglo (Heredia y Heredia, 1994; Antor *et al.*, 2004; de Juana, 2004).

En España la literatura cinegética de esos mismos siglos recopila las crónicas de investigadores y cazadores en busca del quebrantahuesos y sus nidos (Sánchez-Castilla y Báguena, 2007). Al igual que para otras poblaciones de buitres la persecución directa y el uso de veneno provocaron la desaparición de las poblaciones ibéricas de quebrantahuesos. Se estableció veda para esta especie por *Orden Ministerial de 16 de agosto de 1958*.

Hasta el siglo XIX el quebrantahuesos estaba presente en el Sistema Penibético. Las crónicas anteriormente referidas testimonian su presencia en la mayor parte de las sierras andaluzas. Las últimas parejas anidaron en Cazorla y Castril en la década de los 60 del siglo XX, dándose la especie por extinta en Andalucía en los años 80 (de Juana, 2004; Hernández *et al.*, 2005).

Alimoche

España y Turquía son los países donde reside actualmente la mayor parte de la población reproductora de alimoche (*Neophron percnopterus* Linnaeus, 1758) en Europa. En España la población reproductora se localiza en seis áreas: Cordillera Cantábrica, Pirineos, Sistema Ibérico, Sistema Central y Valle del Ebro; oeste peninsular: arribes del Duero, Extremadura y Sierra Morena; Sierras de Cazorla y Segura; sierras gaditano-malagueñas; Baleares y Canarias.

Las poblaciones españolas de alimoche disminuyeron durante el siglo XX siguiendo la misma tendencia que en el resto de Europa. Donázar (1994) apunta a la persecución humana durante los años 50 y 60, como el factor principal que determinó la más alta tasa de regresión de sus poblaciones en España. Ésta continúa hasta la actualidad según los estudios nacionales realizados (Perea *et al.*, 1990; del Moral, 2002, 2009; del Moral y Martí, 2002), aunque teniendo en cuenta los datos de los dos últimos censos, la tendencia de las poblaciones de áreas de montaña y ganaderas se ha mantenido más o menos estable.

Buitre negro

Las regiones del centro y sur de España son las únicas que mantienen importantes poblaciones de buitre negro (*Aegypius monachus* Linnaeus, 1766) en toda Europa,

1. Introducción

registrándose en la actualidad un crecimiento poblacional positivo (González, 1994a; de Juana, 2004). En siglos anteriores, la distribución de la especie en España era más amplia, extinguiéndose en el siglo XX las poblaciones del norte y este. A finales de siglo en España, se le sumó a la persecución humana, la modificación de sus hábitats naturales de nidificación como causa del declive (González, 1994a).

Águila imperial ibérica

Su distribución en la Península Ibérica desde mediados del siglo XIX a principios del siglo XX era muy amplia, ausentándose de la Cordillera Cantábrica, Pirineos y Cataluña. Durante ese mismo período la distribución comenzó a mermar por áreas de su límite de distribución (González, 1991). Ya a mediados del siglo XX se configuró el área de distribución que permanece hasta la actualidad, habiéndose quedado restringida la especie al cuadrante suroccidental de la Península (González y Oria, 2004). En los años 60 y 70, la especie estuvo cercana a la extinción, aunque la especie se encuentra actualmente en un proceso lento de recuperación (González, 1994b).

Águila real

En la actualidad el águila real (*Aquila chrysaetos* Linnaeus, 1758) ocupa los principales sistemas montañosos ibéricos: sistema Ibérico, cordillera Bética, Sierra Morena y Pirineos. Según las estimaciones de Arroyo *et al.* (1990) entre 1960 y 1990 la población ibérica disminuyó en un 30%, pero en los años 80 la tendencia poblacional se estabilizó.

Águila-azor perdicera

La población residente de esta rapaz en Europa se limita al entorno mediterráneo, concentrándose principalmente en España (75% de la población europea). A finales del siglo XX, la población española sufrió una disminución tanto de su área de distribución como en el número de efectivos (Rocamora, 1994). Según la información recogida en el censo nacional de esta especie realizado en 2005, la tendencia de sus poblaciones varían entre estable y en ascenso en las provincias litorales del sur peninsular (del Moral, 2006).

1.3 El ser humano y los depredadores

1.3.1 Historia y causas del conflicto

El conflicto humano-vida silvestre es definido por World Wildlife Fund (WWF, 2005) como “toda interacción entre los seres humanos y vida silvestre que resulta en impactos negativos sobre la vida humana social, económica o cultural, en la conservación de las poblaciones de vida silvestre, o en el medio ambiente”. En el caso concreto de los depredadores, su relación con el humano ha variado a lo largo de la historia, desde la persecución con vistas a su exterminio hasta la preocupación por su conservación, llegando incluso a buscar el aumento de sus poblaciones o convirtiendo algunos depredadores en especies *bandera* de la conservación (Linnell *et al.*, 1996; Schwartz *et al.*, 2003). El valor que los humanos han dado a los depredadores ha sido inversamente proporcional a la abundancia de éstos, de manera que actualmente tienen mayor interés de conservación aquellos depredadores con poblaciones escasas o en peligro (Schwartz *et al.*, 2003).

En los últimos siglos, las poblaciones de especies depredadoras han sufrido un drástico declive en todo el mundo (Bijleveld, 1974; Newton, 1998; Woodroffe, 2001; Balmford *et al.*, 2003). Como consecuencia de ello, el 27% de los Carnívoros conocidos y el 11% de las rapaces se consideran amenazados o extintos, de acuerdo con los criterios de la IUCN (Butchart *et al.*, 2004; IUCN, 2008). La pérdida y fragmentación del hábitat (Mech, 1970; Sunquist y Sunquist, 2001; Rodríguez y Delibes, 2004), el declive de las poblaciones de las especies presa (Moreno *et al.*, 2004; Sobrino *et al.*, 2009) y la persecución directa (Mech, 1970; Brown, 1976; Langley y Yalden, 1977; Breitenmoser, 1998; Whitfield *et al.*, 2003, 2004) se encuentran entre las principales causas de este declive.

Los hombres primitivos convivieron con los Carnívoros durante el Plioceno y el Pleistoceno, siendo coetáneos de especies como el oso de las cavernas (*Ursus spelaeus* Rosenmuller, 1794) y los tigres diente de sable pertenecientes a la subfamilia Machairodontinae (Rodríguez, 1996).

Los conflictos entre el humano y los depredadores se remontan al Neolítico, periodo de la Prehistoria que marca un punto de inflexión con el inicio de la domesticación de animales y las plantas (Grande, 1984; Schwartz *et al.*, 2003). El control de las especies depredadoras se remonta a esta etapa, cuando surge la necesidad no sólo de proteger su propia integridad física sino también la de sus animales domésticos (Linnell *et al.*, 1996; Reynolds y Tapper, 1996; Kruuk, 2002). En consecuencia, el conflicto entre depredadores y humano surge por

1. Introducción

dos razones principales. Por un lado, debido a los ataques de depredadores a humanos, como es el caso del lobo (Blanco *et al.*, 1992; Mech *et al.*, 2000; Kruuk, 2002), del león (*Panthera leo* Linnaeus, 1758) en África (Woodroffe y Frank, 2005) o del puma (*Puma concolor* Linnaeus, 1771) en norte América (Beier, 1991). Por otro lado, constituyen una amenaza para los sectores sociales en los que las especies objeto de depredación tienen un importante valor económico (Sacks *et al.*, 1999; Thirgood *et al.*, 2000; Redpath *et al.*, 2004). Este conflicto tiene su origen en la percepción que los cazadores tienen de los depredadores, considerándolos como sus competidores por las mismas presas. Por este motivo, en áreas rurales la conservación de depredadores cuenta con el rechazo de quienes ven comprometida la viabilidad económica de las actividades cinegéticas. En numerosos países, rapaces y pequeños y medianos Carnívoros han sido perseguidos intensivamente, en especial durante los dos últimos siglos, con objeto de incrementar las bolsas de caza (Thirgood *et al.*, 2000; Viñuela y Villafuerte, 2003; Virgós y Travaini, 2005).

El ganado doméstico constituye otra fuente de conflicto con los depredadores, pues supone una presa de más fácil acceso que los animales silvestres por su mayor número, hábito gregario y pérdida de conductas anti-depredador (Linnell *et al.*, 1999; Kruuk, 2002). El conflicto entre depredadores y ganadería está también ampliamente documentado en todo el mundo (Linnell *et al.*, 1999), representando la muerte de los animales una pérdida económica a veces importante, así como unos costes marginales asociados al empleo de medidas preventivas. En el caso de los Cánidos, los daños ocasionados en la ganadería suponen la principal causa de conflicto con el humano (Sillero-Zubiri y Switzer, 2004).

En la actualidad, y a pesar de la protección legal a la que están sometidos muchos de los grandes Carnívoros, la persecución legal e ilegal continúa siendo su principal causa de mortalidad, incluso en espacios naturales protegidos (Woodroffe, 2001). En el caso de las especies de Mamíferos, su persecución está identificada como el 7º factor de amenaza en grado de importancia, por delante de factores como las enfermedades (Vié *et al.*, 2009). La persecución directa es también la causa principal del declive de los grandes Carnívoros en todo el mundo, como es el caso de oso, león, tigre (*Panthera tigris* Linnaeus, 1758) y licaón (*Lycan pictus* Temminck, 1820) (Woodroffe, 2001). Las tasas de extinción son por lo general más elevadas en las especies de mayores dimensiones (Stanley, 1973), lo que las convierte en especies muy vulnerables.

La conservación de los depredadores supone la puesta en valor de éstos frente a intereses humanos. En la actualidad, el manejo de las poblaciones de depredadores se ve

condicionado por los grupos sociales que abogan por su drástica disminución, y los colectivos conservacionistas que consideran que no debe realizarse control alguno (Leopold, 1986).

1.3.2 Valor utilitario de los depredadores

El conflicto secular que existe entre el humano y las especies depredadoras no excluye el valor utilitario que algunas de ellas han tenido y tienen para los humanos. No se pretende aquí realizar una revisión exhaustiva de este aprovechamiento oportunista sino de presentar algunos ejemplos que lo ilustran.

- Materias primas. Las pieles de Carnívoros, por ejemplo, han sido y son empleadas para elaborar prendas de vestir. Desde el punto de vista estético, los pequeños Carnívoros tienden a ser más valiosos para este fin (Kowalski, 1981), si bien el concepto de rareza altera frecuentemente esta tendencia.

Desde la Edad Media, los cazadores tenían que pagar a los concejos por vender pieles de animales salvajes o aranceles por sacar estas pieles de la población. En algunos archivos y en la literatura española existen registros históricos de los precios de las pieles de cervales, garduñas, ginetas, gatos montés (*Felis silvestris* Schreber, 1777), nutrias (*Lutra lutra* Linnaeus, 1758), zorros, lobos y osos. A partir de estos datos se constata que las pieles de los lobos eran comparativamente poco apreciadas (Graels, 1897). Así, a finales del siglo XIX, las pieles de lobo se vendían a razón de 30 reales, frente a las 160 pesetas que se pagaba por la piel de un oso (Torrente, 1999).

Actualmente el 85% de las pieles que llegan a la industria peletera provienen de animales de granja y no del medio natural (Kruuk, 2002), centrándose la actividad peletera en el noroeste de Europa, norte de América y Rusia.

- Domesticación. Entre los mamíferos domesticados, el humano cuenta con tres Carnívoros ampliamente distribuidos: el perro, el gato y el hurón (*Mustela putorius furo* Linnaeus, 1758). El perro fue el primer mamífero domesticado de forma independiente en varias partes del Mundo, acompañando al hombre desde el Mesolítico en Europa y Asia (Kowalski, 1981). Su antecesor silvestre es el lobo (Axelsson *et al.*, 2013). El perro fue y es utilizado para la caza, el transporte, como fuente de alimento, protector del ganado y animal de compañía.

1. Introducción

El hurón proviene del turón. Se conoce de su existencia como animal doméstico en Palestina desde 1.000 a.C. Se empleaba para controlar roedores y cazar conejos. En Europa hay evidencias de su uso desde la Edad Media.

El gato que proviene de *Felis lybica* (Foster, 1780) también era utilizado para cazar roedores. Su domesticación tuvo lugar en el Antiguo Egipto, siendo considerado como una deidad.

– Fuente de alimento. En la sociedad actual el consumo de carne de depredadores prácticamente se restringe a la región del sureste asiático (Kruuk, 2002), si bien en épocas pretéritas su consumo estaba mucho más generalizado. Por ejemplo, entre las recetas de uno de los libros clásicos de cocina anglosajona, *The Joy of cooking* (Rombauer y Becker, 1963), aparece una receta para cocinar la carne de oso. En el caso concreto del oso de los Pirineos, según indica Casanova (2002) parece que la carne de este animal era más apreciada en la región francesa que en la española. Por el contrario, Torrente (1999) indica que en Asturias se le daba el mismo trato que a la carne de cerdo.

En España, la carne de otros depredadores como el lobo (Gutiérrez, 2006) y el linco (Covarsí, 1952) asimismo fueron empleadas como fuente de proteínas en tiempos de escasez. Igualmente se encuentran evidencias del consumo de Reptiles, en el libro *Recetario de cocina extremeña* (Cofradía Extremeña de Gastronomía, 1985) donde se recogen hasta tres recetas para cocinar *lagarto*.

– Caza. Actualmente, la caza de los grandes Carnívoros representa una actividad económica que genera puestos de trabajo e ingresos allí donde se practica legalmente o por necesidad (Kruuk, 2002). Antiguamente la labor del alimañero consistía en capturar distintas especies de depredadores, obteniendo una recompensa monetaria por animal capturado o por la venta de su piel.

– Ecoturismo. Una parte del crecimiento y puesta en valor del ecoturismo está estrechamente relacionada con los depredadores, pues en muchas reservas naturales su contemplación es la principal motivación para atraer visitantes (Kruuk, 2002).

1.3.3 Depredadores y simbolismo

La relación histórica humano-depredador ha quedado plasmada en numerosos elementos de la cultura, creencias y folklore de sucesivas civilizaciones. La figura de los depredadores se evoca en el propio vocabulario, la literatura, el refranero, la toponimia, la heráldica... En ocasiones se les representa como seres viles y en otras se les enaltece por su fuerza y belleza.

Aunque para muchas civilizaciones los depredadores conservan una carga negativa en el inconsciente colectivo, esto no siempre fue así. En épocas tempranas del período histórico, los depredadores encarnaron valores positivos que fueron reemplazados por una concepción perniciosa tras la llegada del cristianismo, posiblemente como consecuencia del origen pastoril de los profetas del Antiguo Testamento (Gutiérrez, 2006).

Por el contrario, para las antiguas civilizaciones, los depredadores tenían un carácter protector. En la mitología son varias las personas y dioses criadas por lobos. Es el caso de: Paraíso y Licasto, Miletos en la mitología griega, de Rómulo y Remo en la mitología romana y de Waligora y Wyrwidol en la mitología germana.

En antiguas civilizaciones los depredadores también tenían un carácter funerario, siendo los encargados de proteger las tumbas y acompañar a los muertos hacia el más allá. En el Antiguo Egipto el señor de los muertos era Anubis, representado como un hombre con cabeza de chacal. Los dioses griegos del inframundo, Hades, Hécate y Tanatos se cubrían con pieles de lobo (González-Alcalde, 2006). Para los pueblos antiguos de la Península Ibérica, es la figura del lobo la que aparece representada en numerosos elementos de ritos funerarios (Gutiérrez, 2006; González-Alcalde, 2006).

Los guerreros de la Antigüedad se cubrían con pieles de diferentes depredadores, con el fin de apoderarse de sus atributos cuando iban a luchar, y adquirir una imagen de fiera. Por estos motivos, los guerreros europeos empleaban pieles de lobo y oso, los africanos de león y leopardo (*Panthera pardus* Linnaeus, 1758), los aztecas de puma y jaguar (*Panthera onca* Linnaeus, 1758) y los asiáticos de tigre (Gutiérrez, 2006; González-Alcalde, 2006; Speidel, 2008).

Las representaciones del enfrentamiento entre humano y depredador son muy frecuentes en las civilizaciones prerromanas, bien por constituir una amenaza o por ser temidos y respetados, siendo el lobo la especie más recurrente en el caso de la Península Ibérica (Blanco, 1997; Chapa, 2011).

1. Introducción

En relación al ataque de los depredadores al ganado, los romanos celebraban las fiestas pariles con el fin de ahuyentar a los lobos y procurar bienestar a su ganado (González-Alcalde, 2006). En estas fiestas se veneraba a Pales, divinidad protectora de los pastores. Por otra parte, en algunas sociedades agropastoriles se representaban lobos en las monedas, lo cual ha sido interpretado como una búsqueda de protección (Gutiérrez, 2006, González-Alcalde, 2006). En definitiva, los depredadores a lo largo de la historia han desempeñado un papel dual en la conciencia popular, ya que por una parte se admiraban sus cualidades y se invocaba su protección, mientras que por otra y a veces de forma simultánea, se les intentaba combatir hasta el exterminio.

1.4 Los métodos tradicionales de lucha contra los depredadores

Se distinguen dos tipos de manejos a realizar sobre las poblaciones de depredadores con objeto de disminuir su incidencia sobre las presas de interés para el humano:

- Control de depredadores, cuya actuación se basa en la captura puntual o sistemática de animales.
- Métodos para reducir la depredación, los cuales no implican una persecución directa de sus efectivos poblacionales.

Control de depredadores

Desde tiempos inmemoriales, el humano ha hecho uso de todo los medios disponibles a su alcance para proveerse de caza, así como para proteger su integridad física y la de sus animales domésticos del posible ataque de los depredadores. Para ello tradicionalmente se ha valido de un conjunto de artilugios de fabricación artesanal, muchos de ellos específicamente ideados y contruidos para la captura de *alimañas* (Boza, 2003).

En Europa y norte América, desde el siglo XVII hasta fechas muy recientes, la captura de *alimañas* ha estado oficialmente fomentada y retribuida en términos económicos, con el fin de estimular la erradicación de especies consideradas plagas o peligrosas (Sillero-Zubiri y Schwitzer, 2004). En España había que presentar en los ayuntamientos las pruebas de las capturas realizadas (garras, orejas, colas o pieles). Los alimañeros se valían preferentemente de lazos y cepos porque en ellos quedaban retenidos los ejemplares objeto de persecución, mientras que el uso de cebos envenenados, por efectivos y letales que fuesen, en modo alguno no garantizaba el hallazgo de los cadáveres junto a los cebos. Y no hay que olvidar que de un Carnívoro los alimañeros podían obtener un doble provecho, por una parte la recompensa y, por otra, el producto de la venta de su piel.

Son numerosos los artilugios y métodos para capturar animales utilizados por el humano a lo largo de la historia. Boza (2003) recopila y describe con detalle los métodos de captura empleados desde antaño en la Península Ibérica. Este catálogo incluye topo tipo de cajas, estructuras y jaulas trampa, cepos, lazos, losas y redes, muchos de ellos prohibidos en la actualidad. A estos medios de defensa se les sumó, hace ya más de un siglo, la utilización reglada de cebos envenenados, debido a la evolución del conocimiento de los tóxicos de

1. Introducción

síntesis (Varela, 1995) y al fomento de su empleo en la normativa cinegética vigente en aquella época (Gálvez, 2006).

El empleo de sustancias tóxicas naturales con fines cinegéticos y bélicos debe ser muy antiguo pero no se conoce con exactitud, ni siquiera de forma aproximada, dónde y cuándo tomó carta de naturaleza ni de qué plantas, hongos o animales se extraían. En cualquier caso, y aunque no es aquí prioritaria esta cuestión, se sabe que el hombre Paleolítico ya empleaba el veneno en las puntas de sus flechas (Pelta, 1997; Repetto, 1998). Con posterioridad, existen numerosas referencias acerca de su uso habitual, como testimonian, entre otros, Aristóteles (siglo IV a. C.), Estrabón (siglo I), Dioscórides (siglo I) y Plinio el Viejo (siglo I). Igualmente queda constancia de ello en la Biblia (Levítico, 10: 9) y en el Culamalukya Sutta o discurso budista de la flecha.

El empleo de sustancias ponzoñosas en las puntas de flechas, dardos y virotes es un hecho generalizado en casi todos los pueblos de la tierra. En África predominan los venenos cardiotóxicos, en América los neurotóxicos y en Oceanía los tetanizantes y sofocantes (Scarlatto, 2007), siendo su procedencia muy variada (hongos de distintas especies, plantas muy diversas, arañas, escorpiones, miriápodos, peces toxicóforos, anfibios anuros y serpientes). En ocasiones, se mezclaban distintos tipos para obtener una mezcla mucho más letal que el simple empleo de una sustancia concreta.

El uso del curare era frecuente entre las tribus amazónicas cuando llegaron los españoles a América, habiendo sido descrito su empleo por el médico e historiador italiano Pietro Martire d'Anghiera a comienzos del siglo XVI. Buena prueba de ello es que famosos exploradores del Nuevo Mundo murieron o estuvieron gravemente enfermos como consecuencia de haber sido alcanzados por dardos emponzoñados: Juan de la Cosa (1510), Diego de Rojas (1543) y Alonso Pérez de Tolosa (1548). Además, otros tipos de sustancias venenosas eran también utilizadas por las culturas prehispánicas de Centro y Suramérica (Furst, 1994).

En la España medieval, así como en otros países del continente, era costumbre utilizar la hierba (yerba) de balletero, también conocida como balletera, vedegambre o eléboro blanco, para embadurnar las saetas que disparaban los ballesteros con la intención de capturar reses silvestres y fieras salvajes. Se trata de un veneno neurotóxico que se extrae del rizoma de *Veratrum album* (Linnaeus, 1753), una Liliácea perenne que crece en prados de montaña de Europa meridional y central. El modo de prepararlo y la forma de empleo está descrita con detalle en el libro “Arte de ballestería y montería” de Alonso Martínez de

Espinar, cuya primera edición data de 1644. Su efectividad era tal que en 1527 quedó prohibido su uso con fines venatorios, así como su preparación y tenencia, bajo pena de diez mil maravedíes de multa y destierro de un año del lugar de residencia. No obstante, quince años más tarde, se volvió a autorizar su uso exclusivamente para la matanza de lobos, debido a la necesidad de emplear todos los métodos posibles para acabar con esta *alimaña* que diezmaba el ganado y provocaba todos los años pérdidas de vidas humanas en el medio rural.

Al cabo de un siglo, tanto la hierba de ballestero como otras sustancias ponzoñosas que se utilizaban con la misma finalidad fueron cayendo en desuso, como consecuencia de la sustitución de la ballesta por el arcabuz. La fecha que probablemente marcó su declive definitivo fue el año 1617, cuando el rey Felipe III despenalizó el empleo del tiro de pólvora (armas de fuego de avancarga) para la práctica de la caza mayor y menor. Por consiguiente, las flechas envenenadas dejaron de tener sentido cuando desapareció la ballesta como arma de caza, un hecho que se consumó antes del comienzo del siglo XVIII.

Uno de los venenos más poderosos que se han utilizado es la nuez vómica, fruto de *Strychnos nux-vomica* (Linnaeus, 1753) (o “higuillo lobero”). Su uso fue muy efectivo para envenenar perros y lobos, y al parecer fue bien conocido en Europa sólo desde mediados del siglo XVII, probablemente introducido por navegantes portugueses o españoles (Valverde y Teruelo, 2001). En el siglo XIX, las normas de la Mesta recogían el modo de preparar cebos envenenados con este fruto. La estricnina, uno de los principales venenos contenidos en la nuez vómica (tras ser aislada químicamente en el siglo XIX), fue ampliamente utilizada por su bajo coste y fácil manejo. Se convirtió en uno de los más poderosos venenos usados para combatir *animales dañinos* y durante los siglos XIX y XX se utilizó de manera masiva (Gutiérrez, 2006). De hecho, en el sur peninsular, la estricnina fue la responsable de la extinción del lobo en la Sierra de Ronda, Sierra de las Nieves, Sierra Mágina y Sierra de Baza. Y, como refiere Irby (2008), numerosos buitres leonados (*Gyps fulvus* Hablizl, 1783) y quebrantahuesos sufrían también las consecuencias, especialmente en las provincias de Málaga y Granada, a finales del siglo XIX.

Sin duda, las sustancias venenosas siguieron utilizándose con un propósito mucho más específico, para el exterminio de *alimañas*, pero de una forma distinta. Mezcladas con despojos de carne que servían de cebo para rapaces y Carnívoros, dichas sustancias actuaban como silenciosos agentes letales ya que la muerte de los animales envenenados no era inmediata, ni los cadáveres se hacinaban en el lugar donde el cebo había sido

1. Introducción

consumido. Bien es cierto que hasta finales del siglo XIX las distintas disposiciones legales no recogen nada acerca del uso de cebos envenenados para el control de depredadores, en sentido positivo o negativo, por más que se regula de forma explícita el uso y empleo de ceños, trampas y armadijos. Es posible que ello se deba a la escasa frecuencia y poca importancia que tenía su utilización generalizada como método de exterminio de *animales dañinos*.

1.5 Evolución histórica del manejo de las poblaciones de depredadores

La relación de competición entre humano-depredador, establecida desde los inicios cazadores del ser humano, evolucionó desde el libre exterminio de estas especies al control racional y preservación de la mayoría de ellas. El análisis de la legislación concerniente al manejo de los depredadores permite hacer un análisis objetivo de la evolución histórica de la relación humano y depredador (Mykrä *et al.*, 2005). Al analizar la normativa en materia de caza y conservación, podemos constatar cómo las disposiciones normativas han intentado, con mayor o menor acierto, responder a los requerimientos sociales, económicos y conservacionistas derivados de la relación humano-depredador. De acuerdo a dicho análisis se han establecido tres etapas que, según Gálvez (2006) están jalonadas en España por los siguientes hitos normativos:

- Libre exterminio: desde que entran en conflicto los intereses humano-depredador hasta la *Ley de Caza de 16 de mayo de 1902*.
- Extinción organizada: desde la creación de las Juntas Provinciales de Extinción de Animales Dañinos en el 1953 hasta la aprobación de la *Ley de Caza 1/1970 de 4 de abril*.
- Control racional: es la etapa actual y su inicio está marcado por la aprobación de la *Ley 4/1989, de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres* a nivel estatal.

1.5.1 El período del libre exterminio

Durante el período denominado como libre exterminio la caza de los depredadores se podía realizar sin más limitaciones que la de salvaguardar la seguridad del humano, del ganado y de la caza. Por este motivo, desde el siglo XIV estaba prohibido el uso de grandes cepos de hierro y se reiteró en sucesivas disposiciones legales la necesidad de anunciar la presencia de armadijos para la captura de depredadores, así como evitar ponerlos en los caminos y sus proximidades (Vargas, 2002). En cuanto a los medios de captura permitidos por lo general no existe proscripción alguna, exceptuándose periodos en los que se prohíbe el uso de la yerba de ballesteros, el tiro de pólvora y las batidas organizadas. En esta etapa no existían restricciones temporales, excepto la prohibición tardía del uso armas de fuego durante el periodo de veda. Las limitaciones espaciales sólo hacen referencia a la necesidad

1. Introducción

de obtener licencias de los dueños o arrendatarios de terrenos cercados para la caza de *alimañas* en dichas fincas privadas.

En España, uno de los primeros textos en que se hace referencia a los depredadores y a la necesidad de su erradicación es el *Código de la Montería de 1180*, mandado redactar por Sancho VI, rey de Navarra. En él se hace referencia al oso, jabalí, zorro y gato montés como “animales feroces y destructores” (Sancho, 1180). Precedentes de esta naturaleza existían ya en otros países de Europa, como es el caso de la Orden de Caballeros fundada por Carlo Magno en el año 800 para acabar con los lobos (Boitani, 1995).

Si bien la caza de depredadores era una actividad libre, bajo el reinado de Alfonso XI se promulgó una orden, en 1348, que prohibía “armar cepos grandes en los montés con hierros” siendo la pena para el que lo hiciera “que yaga en la cadena medio año, por la segunda vez esté el dicho tiempo en la cadena y le den sesenta azotes, y por la tercera vez que le corten la mano” (Ley I, Libro VII, Título XXX de la Novísima recopilación) (Jiménez, 1955).

Las primeras referencias escritas a la recompensa pecuniaria por la caza de depredadores aparecen en las *Leyes del Concejo de la Mesta de 1511*, en la que se establecían primas económicas para quienes mataran lobos. Esta ley establecía primas de 265 maravedíes por la caza de un lobo adulto y de 375 maravedíes por una lobada de 4 crías o más y lobo mayor de un año.

Años más tarde, en el Art. 12 de las Cortes de Valladolid del 1542, se autorizó que las villas aprobaran ordenanzas para fomentar la caza del lobo (Ley I, Libro VII, Título XXXI de la Novísima recopilación), con objeto de responder a las súplicas de los señores del ganado ya que “reciben mucho daño por causa de los muchos lobos que hay en estos reinos”. En esa misma línea, se facultó a los pueblos para dar premios por las capturas y así animar a la matanza de lobos. Incluso se permitía el uso del tiro de pólvora y la yerba de ballestero, a pesar de que unos años antes, bajo el reinado de Doña Juana en 1527, se había aprobado una pragmática en Valladolid prohibiendo el uso de este efectivo veneno con fines venatorios, así como su preparación y tenencia, bajo pena de diez mil maravedíes de multa y destierro de un año del lugar de residencia (Ley IV, Libro VII, Título XXXI de la Novísima recopilación) (Jiménez, 1955).

A partir de entonces, fue cuando los pueblos comenzaron a regular los premios concedidos a los cazadores de *animales dañinos*, aunque en 1542 Carlos I determinó duras penas a

aquellos que perjudicaran a las especies cinegéticas, prohibiendo el uso de “lazos de alambre, ni con cerdas ni con redes” bajo pena de “seis mil maravedís; y que sea desterrada la persona que lo contrario hiciere por medio año del lugar donde fuere vecino” (Ley I, Libro VII, Título XXXI de la Novísima recopilación).

No obstante, para evitar los frecuentes excesos que se venían cometiendo, se prohibió de nuevo por la *Ley pragmática del 5 de enero de 1611* la caza con arcabuz u otro tiro de pólvora. Según Jiménez (1955), dicha prohibición fue acompañada de la persecución de la caza menor con todo tipo de armadijos, percibiéndose un aumento del número de depredadores.

Fue probablemente la percepción del aumento del número de animales nocivos lo que llevó al rey Don Felipe III a dictar en 1617 una nueva ley que permitía la caza con tiro de pólvora, no siendo en tiempos o sitios vedados. Sin embargo, seguía vigente la prohibición de cazar con lazos y otros armadijos para cazar (Ley V, Libro VII, Título XXX de la Novísima recopilación).

En la *Real Cédula del 27 de enero de 1788*, se establecieron las normas referentes a las batidas de lobos, de manera que se fomentaba su persecución mediante dos batidas anuales a celebrarse “en el mes de enero y la otra desde mediados de septiembre hasta fin de octubre y si el clima lo dificulta se podrá solicitar en otro momento”.

Pocos años después, la *Real Cédula del 3 de febrero de 1795* abolió las batidas de lobo por considerarse de escasa efectividad, aunque se mantuvieron las recompensas individuales (Ley II, Libro VII, Título XXXI de la Novísima recopilación).

Años más tarde, la *Ordenanza de Caza y Pesca de 1804* reiteró la prohibición de las batidas e incluyó la limitación del uso de munición menuda a los pastores (Ley XI, Libro VII, Título XXX de la Novísima recopilación, apartados 11 y 13).

El término *animal dañino* se instauró en la *Ordenanza de Caza y Pesca de 3 de mayo de 1834*, dedicándole un título completo a la regulación de su caza: “Título IV. De la caza de animales dañinos”. Esta ordenanza mantiene el régimen de caza libre para los *animales dañinos*: “Será libre la caza de animales dañinos, á saber; lobos, zorras, garduñas, gato monteses, tejones y turones...”. En concordancia con las normativas anteriores, esta ordenanza continúa con la prohibición de batidas comunales incluso para el “exterminio de animales dañinos”.

1. Introducción

Es en la *Ley de Caza de 1879* (en adelante LC 1879) cuando por primera vez se cita y regula el desarrollo de campañas de envenenamiento contra las *alimañas*, correspondiendo su organización a los alcaldes, previa autorización del Gobernador Civil. En la citada ley se potenció la lucha contra los depredadores ya que, además de las recompensas individuales a los alimañeros, se fomentó su persecución colectiva mediante las referidas campañas de envenenamientos y batidas comunales con armas de fuego, las cuales estaban expresamente prohibidas desde finales del siglo XVIII. Además esta norma recoge por primera vez la obligación de los Alcaldes de incluir entre los gastos una partida del presupuesto municipal para el pago de primas.

En 1896 se aprueba la primera ley relativa a la conservación de especies, si excluimos las limitaciones que afectaban a las especies susceptibles de caza y pesca, la *Ley de 19 de septiembre de 1896 de protección a los pájaros y otras aves útiles a la agricultura*. Esta ley establecía la prohibición absoluta de cazar “aves de rapiña nocturnas” por considerarlas insectívoros, en cambio las “aves de rapiña diurnas” quedan excluidas de la veda, pudiéndose cazar “de todos modos menos a tiros”.

La *Ley de Caza de 1902* (en adelante LC 1902) y su correspondiente reglamento asumieron literalmente lo recogido al respecto en la LC 1879, de modo que se siguió fomentando la libre persecución de rapaces y Carnívoros contra recompensa pecuniaria, quedando al arbitrio de los alcaldes la lucha colectiva a través campañas de envenenamiento y batidas generales.

La última normativa de esta etapa, que hace referencia a la extinción de *animales dañinos*, es la *Real Orden de 28 de Octubre de 1904*, que recordaba a los Gobernadores la necesidad hacer cumplir los preceptos establecidos en la LC 1902 y su correspondiente reglamento, para asegurar “la extinción de la plaga de animales dañinos en la mayor extensión posible”. En 1915 por la *Real Orden de 7 de julio de 1915* se establecen las recompensas que deben percibir los alimañeros.

Para especies concretas como el oso pardo se limita su caza. Así en 1949 en Cantabria, tras la alarma que suscitó entre los cazadores la disminución de las poblaciones de oso, se vedó su caza, lo que condujo al establecimiento de un período de veda a nivel nacional en 1952 (Palomero *et al.*, 2007).

1.5.2 El período de la extinción organizada

En España, el último gran impulso oficial que se le dio a la persecución indiscriminada de los depredadores tuvo lugar en 1953, a través de las *Juntas Provinciales de Extinción de Animales Dañosos y Protección de la Caza* (de aquí en adelante nos referiremos a ellas como: *JPEADyPC* o Juntas). La creación de estas Juntas se declaró obligatoria en todas las provincias por *Decreto de 11 de agosto de 1953 por el que se declara obligatoria la organización de las Juntas Provinciales de Extinción de Animales dañosos y Protección a la Caza* (en adelante D 1953). Entre sus competencias estaba “organizar los planes de lucha contra las alimañas, procurar el suministro y distribución de venenos, lazos y demás medios de extinción y premiar a los alimañeros”. De esta manera, aparece por primera vez un dispositivo administrativo cuya finalidad es coordinar, fomentar y facilitar la extinción de las *alimañas*.

La creación de las *JPEADyPC* fue el hito que marcó la aparición de esta segunda etapa en la historia del control de depredadores en España. La primera Junta de Extinción de Animales Dañosos se organizó en Cantabria en el año 1944 y se denominó: *Junta Provincial para la Extinción de Animales Dañosos y Grupo de Criadores de Ganado Tudanco de Santander* (Ministerio de Agricultura, 1962). A mediados del siglo XX, este grupo ganadero criaba ganado bovino de la raza tudanca en áreas montañosas de los valles de Cubiérniga (de dónde es oriunda), de Liébana y Campoo (Arche, 1945). En las Ordenanzas de la localidad de Hermandad de Campoo de Suso, aprobadas por el Real y Supremo Consejo de Castilla el 24 de Enero de 1589, se establecían “primas por cada lobo que se mate, así como camada de los mismos y las formas en que han de hacerse las batidas”, entre otras normas de carácter administrativo relativas a la ganadería (Arche, 1945).

En el Decreto de creación de las *JPEADyPC* se justificaba la creación de éstas por considerarse de gran eficacia las Juntas que ya estaban funcionando en la salvaguarda de la ganadería, la agricultura y la caza frente a las *alimañas*.

Según la información publicada por el Ministerio de Agricultura (1962), hasta esa fecha se habían constituido veinte *JPEADyPC* y se encontraban otras cuatro en proceso de formación. En esta misma publicación, se recogía un fragmento de la conferencia pronunciada por Maximiliano Elegido, el 16 de abril de 1960 en el Paraninfo de la Universidad de Ourense, siendo Jefe del Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza (en adelante *SNPFyC*) y, por tanto, responsable del funcionamiento de las *JPEADyPC*. El citado orador concluía que: “la mejora del medio es la única medida eficaz para conseguir

1. Introducción

una mayor abundancia de la caza; es lástima que no sea fácil, ni atractiva, ni espectacular, pero tiene una ventaja sobre todas las demás: conduce a resultados positivos...”. Con estas declaraciones se constató cómo, tras siete años de funcionamiento, dejaban de atribuírsele a la actividad de las *JPEADyPC* la gran eficacia que en otro tiempo se le otorgaba al exterminio de depredadores. Este discurso pretendía imprimir un carácter racional al control de depredadores, debiéndose de comprobar “no solamente que hace daño sino que abunda en exceso” un animal antes de considerarlo como *animal nocivo*.

Hacia finales de esta etapa, de poco más de treinta años de duración, se van poniendo las bases en materia de conservación de depredadores, produciéndose la transición del exterminio indiscriminado de depredadores a su control selectivo. Así, la *Ley de Caza 1/1970 de 4 de abril* (en adelante LC 1970) introdujo un cambio sustancial en el control de depredadores, dejando estos de considerarse “animales dañinos” para denominarse “animales peligrosos para las personas o perjudiciales para la agricultura, la ganadería o la caza”. Esta normativa ya no habla de “exterminio” sino de “procurar su reducción”, ya que instaba a la eliminación de animales perjudiciales sólo cuando constituyeran un foco de riesgo constatado.

En cambio, el *Reglamento de 4 de mayo de 1971* (en adelante R 1971), correspondiente a esta LC 1970, permitía la celebración de batidas encaminadas a la reducción de *animales dañinos*. En una disposición normativa posterior, *Orden de 26 de abril de 1971* (en adelante O 1971), se especificaba la posibilidad de “celebración en época de veda de batidas especiales para la caza de depredadores”.

En el Art. 33.18 del R 1971 se prohibió el empleo no autorizado de ciertas medidas de control, entre las que estaban “..., los venenos, sustancias paralizantes, tanto en proyectiles como en cebos,...”; considerándose el incumplimiento de esta prohibición delito de caza.

Esta incipiente política de conservación afectó también a las especies objeto de control y se pasó a proteger con carácter indefinido algunas especies consideradas tradicionalmente como *alimañas* (*Orden Ministerial de 3 de abril 1966 a vedar la caza de algunas especies*; *Decreto 1349/1968 de 6 de junio, por el que se estructura el Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza*; *Decreto 1350/1968 de reorganización de la Administración del Estado*). Si bien la normativa prohibía la caza de las aves de presa, cabe dudar de su inmediata asimilación pues en un anuncio publicado en revistas de algunos países europeos, el Ministerio de Información y Turismo invitaba a los cazadores a “vivir nuevas experiencias disparando en España contra águilas y buitres” (Varillas, 1980).

En 1972, por el *Decreto 2122/1972 de 21 de julio*, se establece que el uso de veneno para cazar, requería de una autorización gubernativa especial. El uso de cebos envenenados en España se prohibió definitivamente en 1983, a través de una circular interna del Instituto para la Conservación de la Naturaleza (ICONA), acabándose así con una medida de gestión legalmente fomentada y recompensada durante siglos. Hasta esa fecha, a pesar de la prohibición establecida con carácter general en la LC 1970, todavía se seguía permitiendo la utilización excepcional de huevos y salchichas envenenados para el control de Córvidos y Carnívoros, siguiendo un protocolo de colocación y retirada establecido al efecto.

En 1986, una vez que España se incorporó como miembro de pleno derecho a la Comunidad Europea, entraron en vigor el Convenio de Berna y la Directiva de Aves (1979). Esta normativa recogía la prohibición de utilizar todos los medios no selectivos de captura y muerte que pudieran perturbar gravemente las poblaciones de una especie, entre otros el uso de cebos envenenados.

1.5.3 El período del control selectivo

El título IV de la *Ley 4/89 de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestre* (en adelante L 4/89) – título por el que se transpone la *Directiva 79/409/CEE del Consejo, de 2 de abril de 1979, relativa a la conservación de las aves silvestres* (en adelante D 79/409/CEE - Aves-), supuso un cambio transcendental en la consideración legal de los depredadores. Fue la primera norma del ordenamiento jurídico español que estableció la protección genérica de la fauna salvaje, poniendo especial énfasis en las especies catalogadas como amenazadas. A pesar de la protección integral, se podían cazar aquellas especies que se declararan de interés cinegético, teniendo que ser este estatus compatible con su conservación (Art. 33). Esta ley regulaba la caza como un recurso cuya explotación tiene que realizarse de forma sostenible, de manera que su explotación esté integrada dentro de una planificación previa que asegure el desarrollo de la actividad en el marco de la política de conservación de la naturaleza.

En el Anexo I y II del *Real Decreto 1095/1989, de 8 de septiembre, por el que se declaran las especies objeto de caza y pesca y se establecen las normas para su protección* (en adelante RD 1095/1989), que se dictó en desarrollo de la L 4/89, quedaron recogidas las especies que podían ser objeto de caza y entre ellas aparecían algunas consideradas tradicionalmente *dañinas*: lobo, zorro,

1. Introducción

urraca (*Pica pica* Linnaeus, 1758), grajilla (*Corvus monedula* Linnaeus, 1758) y corneja (*Corvus corone* Linnaeus, 1758).

También preveía la L 4/89 la caza de aquellas especies que circunstancialmente ocasionaran efectos perjudiciales para la salud y seguridad de las personas, o para prevenir importantes perjuicios a la caza entre otros supuestos (Art. 28.2). En la actualidad, el control de depredadores se realiza precisamente por esta vía de la excepcionalidad. No obstante, la frecuencia con la que se conceden estos permisos pone en entredicho si esta vía de la excepcionalidad se ha desvirtuado por la frecuencia con la que se recurre a ella para facilitar el control de depredadores.

Algunas especies consideradas hasta entonces *dañinas* pasaron expresamente a estar catalogadas como especies amenazadas en el *Real Decreto 439/1990, de 30 de marzo, por el que se regula el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas*. De manera que, entre otras especies, en el Anexo I aparecen como especies *en peligro de extinción*: el lince ibérico, el oso pardo, el quebrantahuesos y el águila imperial ibérica. Como especies *de interés especial* en el Anexo II aparecen recogidas numerosas aves rapaces, entre ellas: halcones, milanos, alimoche, buitres, águilas, cernícalos, etc., y entre los Carnívoros: armiño, visón europeo, nutria, meloncillo y gato montés.

Por consiguiente, el control de depredadores quedó limitado a unas pocas especies generalistas, zorros y Córvidos, previa autorización administrativa (Art. 28.2 de la L 4/89).

Por el *Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre, por el que se establece medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestre* (en adelante RD 1997/1995) se transpuso al ordenamiento jurídico español la *Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de marzo, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestre* (en adelante D 92/43/CEE -Hábitat-). En esta norma quedó recogido el listado de las especies animales que requerían una estricta protección, incluyéndose la novedad respecto a la L 4/89 de la protección de las poblaciones de lobo localizadas al sur del Duero.

Otro aspecto a tener en cuenta en el control de depredadores son los medios de captura a emplear. La L 4/89 prohibió de forma general la tenencia, utilización y comercialización de diversos procedimientos anteriormente empleados para la captura o muerte de animales y aquellos que pudieran ocasionar localmente la desaparición de la población de una especie (Art. 34). En el Anexo IV de la D 79/409/CEE, en el Anexo II del RD 1095/1989 y en el

Anexo VI del RD 1997/1995 se listaron los métodos y medios de captura prohibidos para la captura o muerte de Aves, la caza de especies cinegéticas y la captura o muerte de Mamíferos, respectivamente (Tabla 1.8). Existen algunas diferencias en cuanto a las prohibiciones marcadas por la normativa e incluso en las condiciones de su uso. En el caso de trampas y redes, quedan prohibidas con carácter general para las Aves (D 79/409/CEE). En cambio, en el caso de los Mamíferos se especifica que la prohibición tendrá efecto cuando “no sean selectivas en su principio o en sus condiciones de empleo” (RD 1997/1995).

1. Introducción

Tabla 1.8. Procedimientos prohibidos de captura o muerte recogidos en Anexo IV de la Directiva 79/409/CEE del Consejo, de 2 de abril de 1979, relativa a la conservación de las aves silvestres, en el Anexo VI del Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de marzo, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestre, y en el Anexo II del Real Decreto 1095/1989, de 8 de septiembre, por el que se declaran las especies objeto de caza y pesca y se establecen las normas para su protección. Aparecen marcados con el símbolo (✓) aquellos que aparecen recogidos en la normativa y con (s.e. = sin especificar) cuando no se especifica en la normativa la prohibición del medio en cuestión.

Métodos prohibidos	D 79/409/CEE - Aves-	D 92/43/CEE -Hábitat-	RD 1095/1989
Anzuelos	✓	s.e.	✓
Aparatos electrocutantes	✓	✓	✓
Aparatos grabadores	✓	✓	✓
Armas semiautomáticas o automáticas cuyo cargador pueda contener más de dos cartuchos	✓	✓	✓
Aves de cetrería	s.e.	s.e.	✓
Ballestas	s.e.	✓	s.e.
Cebos envenenados	✓	✓	✓
Cebos vivos cegados o mutilados utilizados como reclamo	✓	✓	✓
Cepos	✓	✓	✓
Dispositivos de visor que incluyan un convertidor de imagen o un amplificador de imagen electrónico para tiro nocturno	✓	✓	s.e.
Dispositivos para iluminar los blancos	✓	✓	s.e.
Espejos y otros medios de deslumbramiento	✓	s.e.	✓
Explosivos	✓	s.e.	✓
Fuentes luminosas artificiales	✓	✓	✓
Hurones	s.e.	s.e.	✓
Lazos	✓	s.e.	✓
Ligas	✓	s.e.	✓
Redes	✓	✓	✓
Sustancias atrayentes	s.e.	s.e.	✓
Sustancias paralizantes	s.e.	s.e.	✓
Sustancias repelentes	s.e.	s.e.	✓
Sustancias tranquilizantes	✓	s.e.	✓
Trampas	✓	✓	✓

1.5.3.1 Prácticas legales

1.5.3.1.1 El cambio de mentalidad

Los depredadores han sido objeto de persecución indiscriminada como medio de defensa personal y para salvaguardar la caza y el ganado, aunque en la actualidad se han convertido en una de las categorías faunísticas que despiertan más admiración. En particular los grandes Carnívoros y las rapaces son los grupos animales que constituyen los símbolos de la conservación (Kruuk, 2002). Estas especies, conocidas como “especies bandera”, son animales que representan o promueven la conservación en un sentido general (Mallinson, 1991).

A finales del siglo XIX, en los países de centro y norte de Europa, existía una clara preocupación por las especies de Aves consideradas útiles para la agricultura. La actividad migratoria de muchas de estas especies condujo a la aprobación de acuerdos internacionales de conservación (Lyster, 1994). De forma paralela se constituyeron las primeras asociaciones conservacionistas de Aves en Reino Unido (The Royal Society for the Protection of Birds, 1889), Alemania (Naturschutzbund Deutschland, 1899) y Holanda (Vogelbescherming Nederland, 1899) (BirdLife Internacional, 2010).

En consonancia con este nuevo enfoque, en 1900 se celebró en Londres la *Convention for the Preservation of Wild Animals, Birds and Fish in Africa*, en la que se discutió la regulación de la caza de la fauna en las colonias africanas. Estas medidas pretendían proteger las especies con valor económico, haciendo una excepción expresa de las especies consideradas como *dañinas* (GiBibl, 2006).

La preocupación por la conservación de la naturaleza en España proviene, en gran medida, del interés de los cazadores en garantizar la sostenibilidad de la actividad cinegética, lo que inicialmente se tradujo en normas de conservación de especies de caza. Más recientemente se impuso la actividad de científicos y naturalistas que consideraron necesaria e inaplazable la protección de ciertos elementos naturales (Casado, 1996).

En las últimas décadas del siglo XIX, los naturalistas españoles comenzaron a recibir noticias de las primeras iniciativas conservacionistas que se estaban realizando en el extranjero. Estas propuestas de protección de especies y espacios para la conservación ya no se debían exclusivamente a la concepción utilitarista relacionada con la protección de la

1. Introducción

caza o especies beneficiosas para la agricultura (*Convenio de París de 9 de marzo de 1902 sobre protección de los pájaros útiles para la agricultura*).

El replanteamiento de la relación humano-naturaleza ha sido gradual. Calderón (1888), en un manifiesto recogido en los Anales de la Sociedad Española de Historia Natural expresó su preocupación por la posible desaparición del águila imperial ibérica, a la vez que remarcó el carácter perjudicial de esta especie así como el de otras Falcónidas. En estos años se desarrolló una nueva concepción no utilitaria acerca de las especies, al considerarse que podían tener en sí mismas valores intrínsecos propios (científico y estético, por ejemplo).

Hubo que esperar a los primeros años del siglo XX para que se tomaran en España las primeras medidas de conservación de espacios y especies. De este modo, se constituyeron sendos Coto Reales en la Sierra de Gredos y Picos de Europa, con el fin de asegurar la conservación de dos especies cinegéticas entonces amenazadas: la cabra montés (*Capra pyrenaica* Schinz, 1838) y el rebeco (*Rupicapra rupicapra* Linnaeus, 1758), respectivamente.

La aprobación en España de la *Ley de Parques Nacionales* en 1916 marcó legislativamente el comienzo de la conservación desde una perspectiva no utilitarista, sino filosófica y moral. Sin embargo, los depredadores seguían siendo especies diana y las medidas efectivas para evitar su extinción no se comenzaron a llevar a la práctica hasta la segunda mitad de dicha centuria.

Durante el período de vigencia de las *JPEADyPC*, cuando perseguir a los depredadores de forma indiscriminada era práctica habitual, se destacaron tres naturalistas que reivindicaban respeto por estas especies: Félix Rodríguez de la Fuente, José Antonio Valverde y Francisco Bernis (Varillas, 2010). Al profesor Bernis, se le reconoce la autoría del primer manifiesto conservacionista de la historia contemporánea de España, una memoria mecanografiada que recogía los valores de Doñana y las amenazas que se cernían sobre este espacio natural. Bernis y Valverde fueron los impulsores de las pioneras iniciativas para la protección de Doñana. Por otro lado, Félix Rodríguez de la Fuente está considerado como una de las figuras más influyentes en la concienciación ambiental de la sociedad española, gracias principalmente a su labor divulgativa.

Con bastante demora respecto a otros países europeos, en 1954 se fundó la Sociedad Española de Ornitología (SEO), en cuya acta de constitución figuran los nombres de los tres citados naturalistas. Posteriormente, surgieron los movimientos sociales ecologistas de la mano de la revolución de mayo de 1968 (Sanz, 1994). Y ya en la década de los 80,

empezaron a proliferar los grupos ecologistas. Se venían produciendo duras acusaciones contra la caza, culpabilizando al sector cinegético de muchos problemas medioambientales, si bien a partir de los años noventa el tono se fue relajando y se apreciaba una tendencia más conciliadora entre caza y conservación.

En 1986 se dio un paso importante para perseguir las infracciones relacionadas con el incumplimiento de la normativa conservacionista. Se encomendó a la Guardia Civil la responsabilidad de velar por el acatamiento de las normativas “que tiendan a la conservación de la naturaleza y medio ambiente, de los recursos hidráulicos, así como de la riqueza cinegética, piscícola, forestal y de cualquier otra índole relacionada con la naturaleza” (Art. 12 de la *Ley Orgánica 2/1986 de 13 de marzo, de Fuerzas y Cuerpos de Seguridad*).

En la actualidad, todavía coexiste una difícil situación para la conservación de las especies de depredadores, porque normativas y movimientos conservacionistas conviven con la generación que ha vivido en primera persona el premio del exterminio (Ferrerías, 2008). Desde el ámbito científico, se recomienda emplear medidas que ayuden a reducir la depredación y, en el caso de realizar controles de depredadores, que sea siempre tras un análisis previo que valore la importancia de la depredación sobre las poblaciones presa que se pretende proteger. En cuanto a los medios a emplear deben ser selectivos y no masivos, que cumplan los estándares internacionales de captura no cruel y estén homologados por las administraciones competentes.

1.5.3.1.2 La regulación actual del control de depredadores

La homogeneidad normativa en materia de caza y conservación paulatinamente fue transformándose con la nueva organización territorial de España, aprobada en la *Constitución Española* de 1978. Ello supuso un reparto de competencias en protección del medio ambiente entre el Estado – responsable de la legislación básica – y las comunidades autónomas – responsables de su aplicación y de la legislación de desarrollo–, sin olvidar la obligatoriedad de cumplir con los preceptos dictados desde la Unión Europea. La caza pasó a ser una competencia exclusiva de las comunidades autónomas, lo que incrementó la complejidad normativa al legislarse sobre conservación y uso de la fauna en dos títulos competenciales diferentes. Las comunidades autónomas recibieron el traspaso parcial de competencias en materia de conservación de la naturaleza entre 1980 y 1985. A partir de los

1. Introducción

años 90, fueron aprobando su propia normativa en materia de conservación y de caza, aunque en algunas comunidades aún permanece vigente la LC 1970 una vez filtrado el articulado para no contravenir las exigencias constitucionales.

La normativa relativa al control de depredadores varía notablemente entre comunidades autónomas e incluso entre provincias, pues son las diferentes Delegaciones Provinciales las que determinan las condiciones de las autorizaciones. En el caso del País Vasco, cada provincia tiene su propia normativa pues las competencias en materia de caza corresponden a las Diputaciones Forales. Algunos autores concluyen que existe una cierta permisividad cuanto mayor sea la importancia de la actividad cinegética en las comunidades autónomas (Herranz, 2000; Gálvez, 2006).

Esta diversidad normativa, cuando menos, crea problemas conceptuales e incrementa la diversidad terminológica. En algunas regiones la normativa se refiere al “control de depredadores”, en otras aparecen referencias al “control de especies cinegéticas depredadoras”, en otras se habla de “control de daños producidos por especies cinegéticas” e incluso algunas se refieren genéricamente a “control de daños causados por la fauna silvestre”. Estas denominaciones implican desde el control específico de un grupo animal al control de cualquier especie salvaje que ocasione daños. En la normativa cinegética actual ha desaparecido la consideración *a priori* de ciertas especies como *animales dañinos*, sin excluir la posibilidad de que cualquier especie en condiciones excepcionales pueda ser *dañina* y, por tanto, objeto de control.

El concepto de *animal dañino* tradicionalmente estaba asociado a la fauna depredadora que causa bajas entre las especies cinegéticas o la ganadería. En cambio, la normativa actual evita esta denominación pero contempla las circunstancias que pueden suscitar la captura de animales que causan algún tipo de daño a los intereses humanos, en época de veda o no, incluso con medios de captura prohibidos con carácter general. Este régimen de excepciones aparece recogido no sólo en la normativa autonómica sino también en la nacional y comunitaria. En general, la normativa autonómica recoge como circunstancias justificantes para poder realizar un control excepcional de una especie cuando:

- Provoque riesgo en la salud o seguridad de las personas.
- Ocasione daños en otras especies silvestres, en algunas ocasiones se especifica daños a especies protegidas.
- Cause perjuicios en la agricultura, ganadería, bosques y montes, calidad de las aguas.

- Por razones justificadas de investigación, educación o conservación.
- Ocasione problemas en relación con la seguridad aérea o viaria.
- Esté provocando el desplazamiento de especies autóctonas.

Actualmente, hay cuatro especies de depredadores incluidas como cinegéticas en todas las normativas autonómicas: zorro, urraca, grajilla y corneja (Apéndice 1.1). Por tanto, su captura durante el periodo hábil de caza no requiere una autorización excepcional, aunque tienen que aparecer contempladas en el correspondiente plan de aprovechamientos.

Del mismo modo, con carácter general se pueden controlar los animales domésticos asilvestrados / cimarrones / errantes – principalmente perros y gatos – si su captura está recogida en el plan técnico de caza.

En algunas regiones se recoge también la posibilidad de controlar las poblaciones de especies alóctonas, como es el caso del visón americano en Cataluña y Galicia y de los Carnívoros exóticos en las Islas Baleares.

Las autorizaciones de control de fauna bajo condiciones de excepcionalidad implican la petición de autorización previa a la administración competente. Algunas autonomías exigen también la posterior comunicación de las capturas realizadas. En la petición se tiene que aportar información de las circunstancias o condiciones de riesgo que justifiquen el control de la especie solicitada. En el caso de Extremadura, la autorización excepcional de uso de medios prohibidos con carácter general, como lazos y cajas trampa, sólo se otorga si previamente se ha recurrido a otras modalidades de probada selectividad, como las armas de fuego.

En las comunidades autónomas de Canarias, Castilla-La Mancha y Murcia, otra figura que puede implicar un control más exhaustivo de una especie cinegética depredadora es la declaración administrativa de comarca de emergencia cinegética temporal. Esta figura implica la adopción de medidas conducentes a eliminar o reducir el riesgo ocasionado por la excesiva abundancia de dicha especie.

Métodos legalmente autorizados

Otro aspecto controvertido del control de depredadores se relaciona con los métodos a emplear para realizar el citado control, ya que muchos de los medios que se han usado

1. Introducción

tradicionalmente están hoy día prohibidos por considerarse medios de caza y captura masivos y no selectivos (*Convenio relativo a la Conservación de la Vida Silvestre y del Medio Natural de Europa* de 1979, celebrado en Berna; y D 79/409/CEE -Aves-). El conflicto surge al no existir un consenso entre legisladores, científicos, cazadores y conservacionistas en la definición de lo que son medios masivos y no selectivos. Gálvez (2006) considera que deberán prohibirse aquellos medios susceptibles de provocar la muerte indiscriminada de diversas especies o de perjudicar gravemente la tranquilidad de sus poblaciones. La selectividad del medio implica la posibilidad de elección previa del animal a capturar o cazar, siendo ésta una característica que la mayoría de los métodos tradicionales incumplen. Actualmente los únicos medios permitidos con carácter general son los autorizados para el ejercicio de la caza, es decir: armas de fuego, el arco y el perro de madriguera, aunque las normativas autonómicas recogen la posibilidad de homologar otros medios alternativos. En la práctica se vienen autorizando sistemáticamente campañas rutinarias de control de depredadores, en las que se emplean medios no homologados acudiendo al régimen de excepciones, en numerosas ocasiones sin la evaluación previa de la necesidad de efectuar el control solicitado.

En algunas normativas se recoge la posibilidad de homologar medios de caza y captura para el control de especies que estén ocasionando daños. En Castilla-La Mancha se aprobó el 18 de junio de 2013 una Orden de la Consejería de Agricultura por la que se aprueba el procedimiento para homologar diferentes modelos de lazos y cajas trampa.

Para realizar un control de poblaciones de especies depredadoras hay que tener en cuenta no sólo aspectos legales sino también biológicos, económicos y éticos. Por lo tanto, a la hora de homologar un medio de captura o caza hay que tener en cuenta los siguientes condicionantes (Association of Fish and Wildlife Agencies, 2006):

- Bienestar animal, se mide el daño observando heridas ocasionadas, dolor infringido, comportamiento y alteración de parámetros fisiológicos.
- Eficiencia, la proporción de capturas de la especie objetivo en relación al total de veces que se ha activado la trampa por las especies objetivo.
- Selectividad, es la proporción de capturas de la especie objetivo en relación a las capturas totales.

- Practicidad, hay que tener en cuenta la idoneidad de las trampas para su uso en el medio natural (peso, tamaño, manejabilidad para el transporte y almacenamiento), coste inicial y de mantenimiento así como dificultad de manejo.
- Seguridad, la manipulación y revisión de las trampas debe ser segura para el usuario y su instalación debe garantizar que no ocasionará daños colaterales a cualquier persona que recorra las zonas de trampeo.

En países como Canadá el comercio de pieles es una actividad tradicional y base importante de la economía desde hace 400 años, además de un complemento para la alimentación. El 40% de los aborígenes trabajan como tramperos para destinar sus capturas al comercio de pieles. De ahí la necesidad de regular esta actividad y que dicha regulación haya servido de referencia para otros países entre los que se incluyen los de la Unión Europea.

1.5.3.1.3 Estándares internacionales de captura no cruel

El Reglamento (CEE) N° 3254/91 del Consejo de 4 de noviembre de 1991, por el que se prohíbe el uso de ceptos en la Comunidad y la introducción en la Comunidad de pieles y productos manufacturados de determinadas especies animales salvajes originarias de países que utilizan para su captura ceptos o métodos no conformes a las normas internacionales de captura no cruel, prohíbe en el ámbito de la Comunidad Europea el uso de ceptos desde el 1 de enero de 1995 (Art. 2). Además, se prohíbe la importación de pieles y productos manufacturados de las especies animales salvajes listadas en el Anexo I – donde no aparece recogido el zorro –, que provengan de países que utilizan para su captura el uso de ceptos o métodos no recogidos por las normas acordadas internacionalmente de captura no cruel (Agreement on International Humane Trapping Standards, AIHTS).

En 1998, la Comunidad Europea estableció dos acuerdos internacionales destinados a implantar normas de captura no cruel a escala internacional: el primero con Canadá y la Federación de Rusia, y el segundo con Estados Unidos (*Decisión del Consejo, de 26 de enero de 1998, relativa a la celebración de un acuerdo entre la Comunidad Europea, Canadá y la Federación de Rusia sobre normas internacionales de captura no cruel; Decisión del Consejo, de 13 de julio de 1998, Acuerdo internacional en forma de Acta acordada entre la Comunidad Europea y Estados Unidos de América en materia de captura no cruel*). Estos dos textos se elaboraron con la aspiración de alcanzar un acuerdo sobre las normas internacionales de captura no cruel, mejorar la

1. Introducción

información y cooperación entre las partes firmantes y evitar conflictos comerciales con los principales exportadores mundiales de pieles. La Comunidad Europea y Canadá ratificaron el Convenio en 1998 y 1999, respectivamente, aplicándolo con carácter provisional hasta la ratificación en 2008 por la Federación de Rusia.

Los países firmantes del Convenio se comprometían a certificar trampas de acuerdo a unos estándares comunes, en el caso de:

- Trampas que ocasionen muerte, se establecen unos umbrales máximos de tiempo en relación a la muerte del animal capturado.
- Trampas de retención, se establece qué heridas son asumibles por parte de la trampa utilizada para capturar animales.

La Comisión de la UE realizó una *Propuesta de Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de julio de 2004, por la que se introducen normas de captura no cruel para algunas especies animales*, aunque fue rechazada por ambos organismos. Entre otros motivos, se apuntó a la falta de estudios científicos que respaldaran la propuesta. Como consecuencia de ello, la Comisión está realizando un estudio científico que justifique la propuesta, si bien aún no se dispone de resultados definitivos. En el caso de Alemania, Países Bajos y Francia se rechazó la propuesta por considerarla poco restrictiva. Por el contrario, la propuesta fue rechazada por los países miembros que controlan la rata almizclera, pues de acuerdo con ella no podrían realizar el control de dicha especie.

Por otro lado, la Organización Internacional para la Estandarización (International Organization for Standardization, ISO) ha desarrollado la norma ISO 10990 que establece los protocolos para evaluar de una manera objetiva y cuantificar los efectos sobre el bienestar de los animales capturados, los posibles riesgos para quién manipula las trampas, así como la selectividad y efectividad de los sistemas de captura (ISO, 1999a, b).

1.5.3.1.4 El control de la depredación

Las implicaciones éticas que supone el control de depredadores, el avance en el conocimiento de la relación depredador-presa, y la animadversión de la sociedad en general hacia el sector cinegético, parecen impulsar otras alternativas que no impliquen actuar directamente sobre el número de depredadores.

A lo largo de la historia del hombre son numerosas las actuaciones llevadas a cabo para disminuir el efecto de la depredación. La tendencia actual es recuperar esos trabajos como alternativa a los métodos tradicionales de captura y muerte, de manera que el objeto del manejo de los depredadores se centra en el control de la depredación, en lugar del control de los depredadores. El fin de la aplicación de métodos preventivos es reducir la apetencia del depredador por la presa, de manera que resulte tan dificultoso conseguir ese recurso que termine desistiendo (Benito, 2008). Algunos de estos métodos son:

- Medidas para la protección de bienes ganaderos y agrícolas. En el caso del control de la depredación sobre la ganadería, sería necesario recuperar las medidas pasivas de defensa. Es importante realizar un manejo adecuado del ganado, trabajos tan sencillos como su recogida antes del anochecer y su vigilancia durante el día en las zonas de pasto para disminuir el riesgo de depredación (Linnell *et al.* 1996; Gragera, 2001). Urios *et al.* (2000) observaron que la mayoría de los ataques de lobo al ganado se producían cuando el rebaño está pastando o bien cuando se regresa al redil, probablemente debido a que en esos momentos es más difícil su vigilancia.

En la vigilancia del ganado son imprescindibles pastores y animales guardianes, como es el caso de perros pastores que hacen disminuir los problemas de depredación (Andelt, 1987). El uso de animales domésticos para proteger del ataque de depredadores a otros animales domésticos es antiguo (Linnell *et al.*, 1996), como así lo atestiguan restos de ovejas y perros domésticos encontrados en excavaciones arqueológicas que datan de 3685 a.C. (Coppinger y Coppinger, 1993).

Tradicionalmente, en la Península Ibérica, la raza de perro guarda más importante es la de los mastines (Carbonell y Cortés, 2009). Existen dos variedades de mastines, reconocidas por la Real Sociedad Canina de España y la Federación Cinológica Internacional: el mastín español y el mastín de los Pirineos. Estas dos razas se han seleccionado exclusivamente con el objetivo de guardar el ganado que no pernocta estabulado. Su origen está ligado a la trashumancia medieval y su presencia junto a los rebaños era de vital importancia (Vega *et al.*, 1998). Tanto es así que el Honrado Concejo de la Mesta determinaba el pago de cinco carneros al que robara uno de estos perros (Román, 1783).

Las autoridades locales ordenaban que los mastines debían ir siempre acompañando los rebaños. Según Valverde y Teruelo (2001), al menos uno por cada 150 ovejas, aunque en Andalucía se recomendaba un número mayor de perros, debido a la abundancia de lobos en esa región (Gutiérrez, 2006). En la Península Ibérica, a los mastines para evitar que

1. Introducción

sufrieran heridas en posibles enfrentamientos con el lobo, se les colocaban collares con pinchos denominados carrancas o carlanças (en algunas regiones, carrancas, collaretas o defensas), elaborados tradicionalmente de forma artesanal (Gragera, 2001; Gutiérrez, 2006).

El uso de vallas para la exclusión de depredadores, con el objeto de prevenir daños al ganado, está también ampliamente difundido en todo el mundo. Para ello se utilizan distintos tipos de vallas cuyas variantes fundamentales residen en los materiales empleados para su construcción, en su estructura y entramado, así como en la extensión de las áreas valladas (Wade, 1982; Linnell *et al.*, 1996).

En otras ocasiones, se recurre al empleo de dispositivos acústicos y visuales para repeler a los depredadores de los lugares de confinamiento del ganado (Bomford y O'Brien, 1990; Koehler *et al.*, 1990; Talegón y Ribero, 2005). Su eficacia está limitada por el tiempo que tardan los depredadores en habituarse a los nuevos estímulos y por la limitación del área a la que brindan cobertura efectiva (Koehler *et al.*, 1990; Linnell *et al.*, 1996).

Algunos medios acústicos usados tradicionalmente en la lucha contra el lobo son cintas de diversos materiales flexibles (que vibran con el viento), cohetes, latas, petardos y radios. Entre los medios visuales se han venido usando destacan los espantajos, vehículos estacionados y fuentes lumínicas como candiles, hogueras y lámparas de gasoil (Gragera, 2001; Talegón y Ribero, 2005).

- Manejos del hábitat que propicien la defensa pasiva de las presas. Actualmente, las actuaciones sobre el hábitat se encaminan a disminuir el riesgo de depredación sobre las presas silvestres, es decir, aumentar sus áreas de refugio, alimento y cría. Hábitats heterogéneos y menos fragmentados suponen un aumento de la favorabilidad ambiental del medio para las especies presa. En ocasiones se puede recurrir a proporcionar alimentación suplementaria a las presas.

- Manejos del hábitat que reduzcan la capacidad de carga del medio. En siglos pasados, zonas boscosas y de monte de toda Europa fueron roturadas con el objetivo específico de reducir ciertas áreas consideradas refugio y criadero de los depredadores (Gutiérrez, 2006). Por este motivo, entre otros, la presencia de depredadores ha sido causante de importantes cambios en el paisaje. Así, formaciones mediterráneas como la dehesa (del latín *defensa*), considerada como un ecosistema de alto valor ecológico, tienen precisamente su origen en el clareo de formaciones boscosas con este fin, llegando incluso a tomar su nombre del carácter defensivo que suponían para el ganado.

Actualmente, muchas modificaciones de origen antrópico incrementan la capacidad de carga del medio para los depredadores generalistas y, como consecuencia de ello, sus poblaciones proliferan. Es el caso de fuentes de alimentación artificial como basureros, vertederos y muldares, que ponen a disposición de los depredadores una cantidad abundante de recursos de fácil accesibilidad, los cuales aumentan la supervivencia de las poblaciones en épocas críticas (Benito, 2008; Ferreras, 2009). El mismo efecto ocasionan las sueltas y repoblaciones mal programadas de especies cinegéticas que suponen en muchas ocasiones, un aporte adicional de alimento a los depredadores (Ferreras, 2009).

- Suplemento de presas alternativas para los depredadores, mediante alimento artificial o con un aumento de presas naturales, ha ofrecido buenos resultados tanto en la disminución de la depredación sobre animales domésticos (Linnell *et al.*, 1996) como sobre presas silvestres (Benito, 2008; Ferreras, 2009). Aunque los efectos de estas medidas en los ecosistemas naturales debe tomarse con precaución. Además de valorar el coste económico que supone este alimento extra.

Por ejemplo, en Escocia experimentos que pretendían disminuir la depredación de aguilucho pálido (*Circus cyaneus* Linnaeus, 1766) sobre el lagópodo escocés (*Lagopus lagopus scotica* Latham, 1787), especie objeto de explotación cinegética, obtuvieron resultados satisfactorios (Redpath *et al.*, 2001). En el caso de la ganadería también se ha comprobado una mayor tasa de depredación sobre animales domésticos en aquellas áreas con escasez de presas silvestres (Linnell *et al.*, 1996; Woodroffe *et al.*, 2005).

- Favorecer la presencia de depredadores especialistas o superdepredadores que controlan en gran medida la proliferación de depredadores generalistas. Algunos autores argumentan la necesidad de recuperación de especies superdepredadoras, ya que éstas controlan la proliferación de depredadores generalistas. En el caso de la Península Ibérica, se ha demostrado que la presencia de superdepredadores como el lobo y el lince ibérico regula el tamaño de las poblaciones de zorro y meloncillo (Benito, 2008; Palomares *et al.*, 1995).

- Evitar la suelta y asilvestramiento de animales domésticos en el medio natural. Es conocido el efecto dañino de perros y gatos cimarrones sobre determinadas poblaciones de especies silvestres de interés cinegético.

- En casos problemáticos generadores de conflicto con los intereses humanos, algunos autores proponen realizar un uso ordenado del territorio para evitar el solapamiento e interferencia de los depredadores con dichos intereses (Linnell *et al.*, 1996; WWF, 2005). En

1. Introducción

Estados Unidos se han probado otros métodos intermedios como el traslado de lobos hacia zonas libres de ganado doméstico (Smallidge *et al.*, 2008).

- La compensación económica que ejerce la administración competente hacia ganaderos, como consecuencia de la depredación sufrida por parte de los depredadores silvestres, no reduce la depredación pero aumenta el grado de aceptación social de la especie depredadora para la sociedad (Linnell *et al.*, 1996). En la aplicación de esta medida es necesario llevar un estricto control de los daños reales causados por depredadores y compensar a aquellos propietarios que toman las medidas preventivas necesarias (Linnell *et al.*, 1996; Treves *et al.*, 2002; WWF, 2005).

- Los responsables de la conservación de los depredadores deben realizar programas de educación y concienciación que incrementen la tolerancia de la población humana a la presencia de depredadores, poniendo de manifiesto las funciones que éstos cumplen en los ecosistemas naturales. Por otro lado, es necesario informar de la necesidad y del modo adecuado de aplicar medidas preventivas que reduzcan la probabilidad de depredación (Linnell *et al.*, 1996).

- También se encuentra en fase de experimentación la repulsión condicionada por el sabor, que consiste en crear una aversión profunda a un alimento (por ejemplo, hacia huevos de especies de caza), creando una asociación negativa entre gusto y olfato (Sillero-Zubiri y Stwizer, 2004; Ferreras, 2009). Otras líneas de trabajo investigan la posibilidad de aplicar técnicas de control de natalidad sobre especies de depredadores.

1.5.3.1.5 Los nuevos alimañeros

Antiguamente, los alimañeros eran, en su mayoría, personas que obtenían beneficio económico de la captura de depredadores. Pero con las crecientes limitaciones que la normativa legal impuso al control de *especies dañinas*, en cuanto a las especies objeto de captura y los medios autorizados para tal fin, la figura del alimañero acabó por desaparecer. No obstante, la necesidad de controlar a los depredadores generalistas de forma racional y efectiva ha propiciado la idea de crear un cuerpo especializado de controladores acreditados, siguiendo el ejemplo de otros países con amplia experiencia gestora en temas ambientales. Actualmente algunas comunidades autónomas están empezando a contemplar dicha posibilidad y la han incluido en sus respectivas leyes de caza, si bien queda pendiente el desarrollo reglamentario que regulará de forma explícita el cometido y funciones de esta

figura. Concretamente la normativa básica en materia de caza de Andalucía y de Castilla y León recoge la figura del Especialista en Control de Depredadores. A estos especialistas se les otorgará un carné o certificado tras pasar una prueba de aptitud que asegure su capacitación para el desarrollo de su actividad, aunque todavía está en fase de planificación y discusión los requisitos que deben cumplir los candidatos. Esta figura se asimilaría a la de trampero que viene funcionando en países como Canadá, Estados Unidos, Francia y Holanda, asociado a la industria peletera y al control de especies introducidas.

Con esta figura se pretende eliminar algunos de los defectos en que actualmente incurren quienes realizan los controles de depredadores en zonas cinegéticas y ganaderas. Tanto el sector cinegético como las asociaciones conservacionistas coinciden en la necesidad de profesionalizar la tarea del control de depredadores. También existe unanimidad respecto a los conocimientos mínimos que deben poseer sus ejecutores: conocimientos de fauna, depredación, normativa legal y experiencia en el manejo de los medios necesarios para llevar a cabo la tarea encomendada.

1.5.3.2 Prácticas ilegales

Ni la normativa legal ni los nuevos conocimientos adquiridos acerca de la gestión de poblaciones silvestres han logrado erradicar las prácticas ilegales encaminadas a la captura de depredadores, especialmente el uso de cebos envenenados. A pesar de su estricta prohibición, el registro de envenenamiento de fauna se ha incrementado considerablemente en España durante las últimas décadas, por ser un método letal muy efectivo y de fácil aplicación. Además, a diferencia de lo que sucedía en el pasado, cuando el veneno tenía que ser extraído de la planta o animal que lo producía, concentrado y preparado antes de su utilización, hoy día se emplean productos de síntesis de fácil adquisición y tenencia legal, generalmente fitosanitarios, cuya incorporación a los cebos es inmediata, cómoda e igualmente letal.

Entre 1990 y 2003, se tiene constancia de al menos 6.500 casos de envenenamiento de Aves y Mamíferos en España, afectando el 44,3% de dichos episodios a especies incluidas en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza, 2004). El mayor número de animales envenenados corresponde a Andalucía y Castilla-León, seguidas de Castilla-La Mancha, Aragón y Baleares (Cano *et al.*, 2006). La problemática de los envenenamientos está fuertemente ligada a los terrenos cinegéticos,

1. Introducción

suponiendo un 78,6 % de los casos registrados a mediados de los años noventa. Esta estrecha relación se supone que es debida al uso de venenos como método para el control de depredadores que básicamente inciden sobre las especies de caza menor y, de forma secundaria, sobre el ganado doméstico.

El veneno y los ceptos son los dos métodos menos selectivos para el control de depredadores (Herranz, 2000), de modo que su uso discrecional puede ocasionar mortandades imprevistas (masivas y no selectivas) entre la fauna. De ahí que durante el tiempo que se han venido utilizando de forma legal, en especial los venenos, han ocasionado episodios importantes de mortalidad no sólo entre las especies depredadoras, sino también entre especies carroñeras, domésticas e incluso cinegéticas. Uno de los problemas que todavía persiste para erradicar definitivamente la utilización de este tipo de procedimientos tiene que ver con el necesario cambio de mentalidad social. Téngase en cuenta que a mediados del siglo XX todavía se destinaban fondos para envenenar a las *alimañas*, mientras que al cabo de un par de décadas se empezó a invertir en la protección de esas mismas especies.

En España, el resurgimiento del uso de veneno como sistema de control de depredadores, a comienzos de la década de los años 90, ha sido en gran parte inducido por la recesión poblacional del conejo como consecuencia de la irrupción de la enfermedad vírica hemorrágica (Villafuerte *et al.*, 1998). Este incremento, lejos de ser una apreciación subjetiva o el fruto de una mayor vigilancia por parte de la autoridad competente, es un hecho objetivo y constatable. Tal es así que el vigente Código Penal de 1996 tipifica el uso ilegal de veneno como delito ecológico y lo sanciona con penas comprendidas entre seis meses y dos años de cárcel. Paralelamente, diversas ONGs vinculadas a la conservación de la naturaleza, como WWF/Adena y SEO/BirdLife han impulsado el desarrollo del programa *Antídoto*. Esta plataforma ha recabado información sobre la extensión del uso de cebos envenenados y está trabajando para mejorar la situación, perfeccionando la detección y persecución jurídica de esta conducta ilegal, además de contribuir a divulgar la importancia del problema.

El empleo de veneno está expresamente recogido como una conducta castigada por el Código Penal, en el Art. 336. El Código recoge expresamente “el que, sin estar legalmente autorizado, emplee para la caza o pesca veneno...”, aunque según la doctrina jurídica la previsión de una posible autorización carece de sentido, pues como ya se ha referido con

anterioridad su uso está prohibido con carácter general y es poco previsible su autorización por la vía de la excepcionalidad.

1.6 Objetivos

Los objetivos de la presente Tesis son los siguientes:

1er Objetivo global: Revisarla la evolución histórica de la lucha contra los depredadores en España. Para abordar este objetivo serán necesarias las siguientes tareas:

1. Recabar información acerca del control histórico de depredadores en España, de las fuentes documentales disponibles. Además de hacer una descripción y valoración de las fuentes documentales empleadas.
2. Elaborar una base de datos que recopile las estadísticas disponibles sobre el control de depredadores durante los últimos siglos.
3. Realizar análisis cualitativos y cuantitativos de los expedientes de capturas de depredadores recopilados.
4. Analizar la distribución espacial de las capturas de depredadores a escala provincial.
5. Analizar la distribución temporal de las capturas de depredadores.
6. Elaborar variables ambientales y humanas con potencial valor explicativo de la distribución de capturas de depredadores durante el siglo XX.
7. Modelar la distribución espacial de las capturas de depredadores en España durante el siglo XX.

2º Objetivo global: Analizar del estado actual del empleo de cebos envenenados en España. Para ello tendremos que desarrollar las siguientes tareas:

8. Recabar información acerca de los eventos de envenenamiento acaecidos por el uso ilegal de cebos envenenados en España. Así como, elaborar una base de datos que recopile dichas estadísticas a escala municipal.
9. Realizar un análisis descriptivo de los eventos de envenenamiento registrados. Analizar la distribución espacial, temporal y anual de dichos eventos. Finalmente, de estudiar los tóxicos implicados en los eventos de envenenamiento.
10. Elaborar variables ambientales y humanas con potencial valor explicativo de la distribución de los eventos de envenenamiento para la España peninsular y para el caso concreto de Andalucía.

1. Introducción

11. Desarrollar una metodología para predecir la distribución de las áreas más o menos propensas al acaecimiento de un evento de envenenamiento en España peninsular y Andalucía. Así como, explorar qué variables ambientales y humanas correlacionan con la distribución de los eventos de envenenamiento.

12. Desarrollar una metodología para entender como afectan factores intrínsecos y extrínsecos y la interacción de ambos, a la sensibilidad específica al envenenamiento de especies afectadas por el uso ilegal del veneno.

Capítulo 2

Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España



2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

2.1 Análisis descriptivos de la lucha contra los depredadores

2.1.1 Una aproximación diacrónica a partir de fuentes documentales

La evolución histórica de la lucha contra los depredadores en España se analiza en la presente memoria desde una perspectiva diacrónica, en la que se estudia este hecho en el periodo comprendido desde mediados del siglo XIX hasta el siglo XX, a partir de las fuentes documentales disponibles. Ello ha permitido hacer una secuencia temporal y vincularla con distintas escalas de análisis territorial, condicionadas por la información proporcionada por las fuentes documentales históricas. Las fuentes documentales históricas son clave en el análisis diacrónico y en este tema remiten obligatoriamente a la evolución temporal de la regulación legal de la caza desde el siglo XIX, especialmente de la denominada caza de *animales dañinos*, a la organización administrativa del Estado, y de la caza en particular, y, finalmente, a la conservación de dichas fuentes y dónde poder consultarlas.

La regulación de la caza en España desde el Ordenanza de caza y pesca de 3 de mayo de 1834 fomenta el exterminio de *animales dañinos* mediante el pago de recompensas a los que tengan derecho a ellas, quienes "...presentarán a la justicia el animal o animales muertos, y la justicia les entregará la cantidad correspondiente bajo recibo". Sin embargo, la Ley de Caza de 10 de enero de 1879 señala que "los Alcaldes estimularán la persecución de las fieras o animales dañinos, ofreciendo recompensas pecuniarias...". Al efecto, incluirán entre sus gastos obligatorios la correspondiente partida en el presupuesto municipal de cada año" (Art. 40). En este mismo sentido se expresa la LC 1902 pues contempla que los ayuntamientos incluirán en sus presupuestos, entre sus gastos obligatorios, la correspondiente partida para esas recompensas (Art. 40). Así pues, las leyes de caza del siglo XIX y la LC 1902 así como el D 1953 sobre la constitución de las Juntas Provinciales de Extinción de Animales Dañinos y Protección a la Caza son, ya sea de forma indirecta o directa, las normas legales de referencia en el periodo histórico analizado que explicarán la existencia de las fuentes documentales elaboradas por los ayuntamientos o bien, posteriormente, por las Juntas.

A partir de la regulación legal de la caza de *animales dañinos* y del hecho de que la competencia de esta materia recaía en el Ministerio de Agricultura, se han tratado de localizar las fuentes de estudio en el Archivo Central del Área de Agricultura y

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

Alimentación del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, que posee documentación administrativa anterior al siglo XX, así como en el archivo del Fondo Documental del Monte que dispone de fuentes del siglo XX y, sobre todo, relacionadas con las actuaciones de las Juntas.

Para completar las indagaciones de búsqueda de fuentes documentales históricas relacionadas con este tema, se han consultado también el Archivo de la Administración General de la Administración de Alcalá de Henares y los Archivos Históricos Provinciales, así como otros de carácter autonómico de más reciente creación. La búsqueda de documentación sobre el control de depredadores se centro en datos procedentes de la administración de la época, pues representan una fuente objetiva de información.

Una investigación de estas características, basada en este tipo de fuentes, es difícil y compleja por la dificultad de identificar y localizar estas fuentes así como por otros factores añadidos relacionados con el paso del tiempo y los cambios asociados a ello, como puede ser la posible desaparición, pérdida o inaccesibilidad debida a la falta de catalogación de estos documentos o la imposible localización favorecida por el principal cambio en la Administración del Estado, fruto de la descentralización administrativa a causa de la creación del Estado de las Autonomías, así como por la falta de recursos o simplemente desinterés por conservar documentos administrativos de épocas pasadas.

En consecuencia, las principales limitaciones o problemas relacionados con las fuentes se derivan de los siguientes factores: transcurso del tiempo; escaso personal dedicado a la administración de la caza dada la reducida gestión pública de esta actividad hasta 1970 y a su dispersión entre distintos órganos administrativos hasta la aprobación de la LC 1970; modificaciones o cambios administrativos relacionados con la descentralización de las competencias que, aunque sea reciente, ha afectado indirectamente a la organización de los Archivos donde se encuentra la información de interés para el tema tratado aquí; y porque, en relación con lo anterior, se carece de catálogos documentales donde se individualicen aspectos relacionados con la caza.

Estas limitaciones derivadas de las propias fuentes de estudio motivan que la aproximación o perspectiva del análisis histórico tenga que ser, como se mencionó anteriormente, diacrónica a partir de las fuentes localizadas en los Archivos que han podido ser vaciadas y analizadas. Por otra parte, y dado el amplio periodo tratado, la información obtenida es heterogénea y ha requerido un tratamiento específico en cada uno de los periodos considerados.

Por ello, la evolución histórica de la normativa reguladora de la denominada caza de *animales dañinos*, desde el siglo XIX hasta el siglo XX, refleja el grado de participación de las administraciones públicas -local, provincial, central o autonómica-, en la gestión administrativa del control de las especies depredadoras, a la vez que de revela aspectos específicos de las especies perseguidas y de los métodos utilizados para su control.

Por el carácter específico del Archivo del Fondo Documental del Monte y del Archivo Central del Área de Agricultura y Alimentación del Ministerio de Agricultura, en esta Tesis se comenzó por identificar, valorar y vaciar toda la documentación existente en ambos Archivos sobre el control de especies depredadoras y, posteriormente, se procedió a buscar más información en los Archivos Históricos Provinciales y en los correspondientes a las delegaciones provinciales de las Consejerías de las comunidades autónomas con competencias en esta materia (conservación de la naturaleza, medio ambiente o agricultura).

Con objeto de recopilar la información de contacto de los Archivos y de las consultas realizadas, se elaboró un formulario en una base de datos utilizando el programa *Microsoft Office Access 2003*. El formulario se completó con campos que permitían llevar un control del estado de las consultas realizadas. Debido a la dispersión de los Archivos y a las limitaciones económicas y de tiempo, las consultas se realizaron vía e-mail y vía telefónica. Para ello, se redactó una carta tipo en la que se solicitaba la información adecuada para la localización de la documentación administrativa asociada al control de depredadores.

Cuando se localizó una fuente documental útil, se solicitó la reproducción en papel de los documentos. En el caso de que ésta no fuera posible, por limitaciones de uso impuestas para la conservación del documento o debido al exceso de trabajo de los empleados del Archivo, se consultó directa y personalmente la documentación en el Archivo correspondiente.

Se han realizado consultas dirigidas a 101 Archivos adscritos actualmente a la Administración del Estado, de las comunidades autónomas y local. Por las razones citadas con anterioridad, a pesar de la exhaustividad en el número de Archivos consultados, los resultados han sido reducidos, ya que fuentes específicas para el estudio de los objetivos de esta Tesis sólo se han localizado únicamente en seis Archivos (Figura 2.1), si bien desde un punto de vista cualitativo la información procedente de estas fuentes se ha considerado de suficiente validez y entidad para esta investigación

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

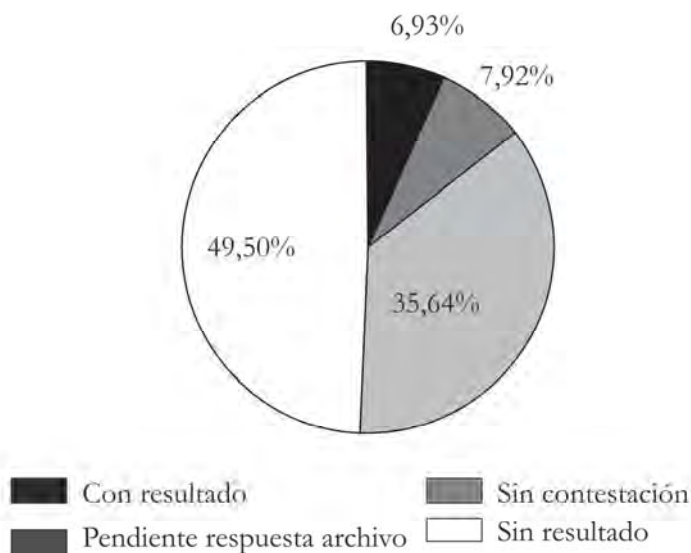


Figura 2.1. Respuestas obtenidas en los archivos de la administración central, autonómica y provincial de España a las consultas realizadas sobre la documentación administrativa asociada al control de depredadores.

Por ello, se ha realizado en esta Tesis una aproximación diacrónica a partir de fuentes documentales de distinta naturaleza que han permitido analizar para el conjunto de España las capturas de depredadores a mediados del siglo XIX, durante el periodo 1854-1860, y su situación un siglo después, desde 1953 a 1964, etapa que coincide con las actividades de las *JPEADyPC*. Para el siglo XX, la localización de fuentes y el carácter representativo de la provincia de Cáceres en relación con los objetivos de esta Tesis, se ha estudiado el control de depredadores en dos etapas: 1908-1924 y 1954-1969. Además, el caso de Cáceres ha permitido hacer una evolución más amplia en el tiempo viendo la incidencia de cebos envenenados (1939 - 1983) y batidas (1934 - 1966) durante el siglo XX.

2.1.2.2 Identificación y descripción de fuentes documentales

2.1.2.2.1 Fuentes documentales para el estudio del control de depredadores en el siglo XIX

Estos documentos se produjeron entre 1849 y 1860, en el seno del Real Consejo de Agricultura, Industria y Comercio (en adelante *RCAIyC*), como respuesta a la petición realizada al Ministerio de Fomento por parte de la Asociación General de Ganaderos de consignar en los presupuestos generales del Estado fondos para primar la persecución de *animales dañinos*.

En la época en que se realizó esta petición estaba vigente el *Ordenanza de caza y pesca de 3 de mayo de 1834* (en adelante O 1834), que dedicaba un título completo a la caza de *animales dañinos*, estableciéndose en su apartado 29 las primas económicas a satisfacer por la presentación de las capturas. Por otro lado, los apartados 30 al 33 determinaban que eran las Justicias de la capital de la provincia y de los pueblos las responsable del pago de dichas primas, destinándose para ello la mitad de las penas pecuniarias impuestas a los infractores de las disposiciones recogidas en el O 1834. En el caso de que los fondos no fueran suficientes, se reclamarían las primas a la oficina general de propios.

Tras la petición de la Asociación General de Ganaderos, el Consejo comenzó a trabajar en el asunto el 7 de mayo de 1849 y dirigió un interrogatorio a la Gobernadores de las provincias, para conocer el estado de la cuestión en sus correspondientes ámbitos territoriales. Los Gobernadores provinciales remitieron informes del estado del exterminio de *animales dañinos* al Consejo en los que se recogían datos estadísticos de los animales capturados entre 1855 y 1860, especificándose con distinto grado de detalle: especie capturada, sexo y grupo de edad del animal capturado, año, partido judicial o municipio donde se realizó la captura y recompensa pecuniaria satisfecha. Actualmente se conservan 28 de los informes remitidos por los Gobernadores civiles desde las provincias de Badajoz, Castellón, Ciudad Real, Córdoba, Cuenca, Granada, Guadalajara, Huelva, Jaén, La Coruña, León, Lérida, Logroño, Lugo, Madrid, Málaga, Murcia, Navarra, Orense, Pontevedra, Santander, Segovia, Sevilla, Tarragona, Teruel, Valencia, Valladolid y Zaragoza.

Tras recibir los informes de las provincias y realizar un análisis de la normativa vigente, el *RCAIyC* redactó un informe denominado *Apuntes relativos a la aparición y extinción de animales dañinos en las provincias del Reino, con varias observaciones acerca de la legislación vigente sobre la materia*, en el que se analizaba cualitativamente el estado de la cuestión en 40 provincias

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

españolas. Al final del documento, se recogía un resumen de los *animales dañinos* capturados por provincia en cada año y su número total para el periodo de 1855 a 1860, el desglose de estos datos por especie y las cantidades satisfechas por las capturas anuales o durante el periodo completo. En dicha tabla se recogían datos relativos a 28 provincias: Albacete, Alicante, Asturias, Badajoz, Barcelona, Castellón, Ciudad Real, Córdoba, Cuenca, Granada, La Coruña, Lérida, Logroño, Lugo, Madrid, Málaga, Murcia, Navarra, Orense, Pontevedra, Santander, Segovia, Sevilla, Teruel, Valencia, Valladolid, Zamora y Zaragoza.

Como resultado del estudio, el Consejo aprobó el 23 de febrero de 1863 un dictamen para modificar algunos aspectos relacionados con la extinción de *animales dañinos*, que también se conserva junto con el resto de documentos.

El conjunto de documentos que componen este expediente, se encuentra actualmente en el Archivo Central del Área de Agricultura y Alimentación del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (Madrid), bajo el título: *Animales dañinos: Expediente incoado a petición de las Asociación General de Ganaderos para que se incluyan presupuesto del Estado una partida para la destrucción de animales malignos con los informes de las provincias* (Signatura 55, Carpeta 9, Legajo 55/9). Se localiza en el apartado III/IV *Diversas plagas (Asuntos generales, accidentes atmosféricos y diversos insectos)* del fondo de Agricultura.

En cuanto a su evaluación desde los objetivos de esta Tesis, esta fuente ofrece la posibilidad de estudiar datos cuantitativos del número de depredadores capturados y de las recompensas destinadas a este fin, durante un lapso temporal del siglo XIX dentro de la etapa denominada como libre exterminio. Gracias a ellos, se ha podido disponer de información cuantitativa de 33 de las 47 provincias peninsulares para un mismo periodo de tiempo. Por otro lado, estos documentos permiten obtener una relevante información cualitativa acerca de la importancia que se le concedía al exterminio de los depredadores a nivel provincial y estatal el contexto de la organización socioeconómica del mundo rural durante el siglo XIX.

2.1.2.2 Fuentes documentales para el estudio del control de depredadores en el siglo XX: el caso de Cáceres

Dentro de este apartado, se incluyen tres clases de documentos que proporcionan información de diferentes actividades encaminadas a exterminar los depredadores en la provincia de Cáceres durante el siglo XX:

- Relaciones de los pueblos de la provincia que contribuyen a la extinción de *animales dañinos* a efectos de Contaduría, por las cantidades abonadas a los cazadores y su comunicación al Gobernador civil de la Provincia 1908 - 1924.
- Expedientes de autorización: batidas (1934 - 1950) y monterías (1951 - 1988).
- Expedientes de autorización para la colocación de cebos envenenados 1939 - 1983.

2.1.2.2.2.1 Justificantes de capturas de depredadores entre 1908 - 1924

Estos documentos se produjeron en el marco de la LC 1902, que en su Art. 40 expone la obligación de los Alcaldes de ofrecer recompensas pecuniarias para favorecer la persecución de los considerados *animales dañinos*, siendo obligatorio incluir estos gastos en sus presupuestos generales. Para el cumplimiento de esta obligación, el correspondiente *Reglamento de 1903* (en adelante: R 1903), en su Art. 69 precisa que los ayuntamientos tienen que remitir los justificantes de las capturas de *animales dañinos* a los Gobernadores civiles para que sirvan de comprobantes a la hora de rendir cuenta a los primeros.

Esta fuente documental la forman, precisamente, los justificantes enviados por los Alcaldes de los municipios de la provincia de Cáceres al Gobernador civil informando de las capturas de *animales dañinos* llevadas a cabo en sus municipios. En estos informes municipales se especifica la especie capturada, sexo y grupo de edad del animal capturado y año. La fuente documental la constituyen 635 informes de 65 municipios de Cáceres enviados al correspondientes Gobierno civil entre 1908 y 1924 (Apéndice 2.1).

Los documentos se localizan en el Archivo de la Diputación de Cáceres, en la sección del *Fondo de Organismos Interinstitucionales*, en la división denominada *Junta Provincial de Extinción de animales dañinos* y serie *Expedientes de extinción de animales dañinos*. Todos los informes aparecen registrados bajo la denominación *Relaciones de los pueblos de la provincia que contribuyen a la extinción de animales dañinos a efectos de Contaduría, por las cantidades abonadas a los cazadores y su comunicación al Gobernador Civil de la Provincia, según el Art. 69 de la Ley de Caza de 3 de Julio de 1903 (1908 - 1914 y 1916 - 1924)*, siendo su signatura 2270.

Esta fuente ha permitido hacer una valoración cuantitativa de las capturas de *animales dañinos* realizadas durante el período del libre exterminio en aplicación de la LC 1902 y su R 1903. Por otro lado, ha permitido establecer una comparación entre los datos de capturas

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

de depredadores para el período del libre exterminio y de la extinción organizada en la provincia de Cáceres.

2.1.2.2.2.2 Expedientes de autorización de batidas de depredadores entre 1934 - 1966

Estos expedientes se produjeron en el marco del Art. 41 de la LC 1902, donde se plantea la posibilidad de que los Alcaldes pudieran organizar batidas generales para la destrucción de *animales dañinos*, previa autorización de los Gobernadores civiles. El Art. 48 de la misma LC 1902 establece el compromiso por parte de las Alcaldías de informar al Gobernador civil del resultado de las batidas tras su celebración, si bien no se ha localizado la documentación administrativa asociada a esta obligación.

Los expedientes de autorización de batidas para la destrucción de *animales dañinos* estudiados constan de los siguientes documentos:

- Instancia de los ganaderos o dueños de fincas solicitando autorización al Gobernador civil para la celebración de una batida para la caza de *animales dañinos*, presentada ante la correspondiente Alcaldía. La instancia recoge información variada según el caso: paraje del municipio dónde se detectaban los *animales dañinos* y tipos de daños causados sobre la ganadería y la caza. En algunos casos se especifica el tipo de ganado que había sufrido los ataques de los depredadores y el número de cabezas afectadas. Estas instancias eran suscritas por todos los afectados e interesados en la celebración de la batida (Apéndice 2.2).
- Solicitud para la autorización de batida remitido por la Alcaldía al Gobernador civil. La instancia referida en el apartado anterior era remitida por la Alcaldía correspondiente al Gobernador civil de la provincia, que era quien tenía potestad para autorizarla o desestimarla (Apéndice 2.3).
- Solicitud de informe sobre la conveniencia de realizar la batida, remitida por el Gobernador civil a la Jefatura de la Guardia Civil con objeto de corroborar la información sobre daños y presencia de depredadores que llegaba desde las Alcaldías (Apéndice 2.4).
- Informe remitido por la Jefatura de la Guardia Civil al Gobernador civil sobre la conveniencia de realizar la batida solicitada (Apéndice 2.5).

– Autorización del Gobernador civil de la provincia de Cáceres para la celebración de la batida. Estos documentos se limitaban a autorizar o denegar la batida sin entrar en detalles. En el caso de que se autorizase se instaba a las Alcaldías a la organización de la batida, previo informe a la Guardia Civil de la fecha de celebración tal y como viene recogido en el Art. 41 de la LC 1902 (Apéndice 2.6).

Se conservaban 148 expedientes de autorización de batidas, elaborados entre los años 1934 - 1966, en el Archivo Histórico Provincial de Cáceres (Cáceres). Esta fuente documental se localiza dentro de los fondos de: *Archivos Públicos, de la Administración Central Periférica, de ámbito Provincial, Interior, Gobierno / Subdelegación del Gobierno*, en la sección de *Secretaría General* y dentro del apartado de *Orden público*. Esta fuente se conserva bajo el título de:

- *Expediente de batidas y monterías, 1934 - 1950*, con el nº de legajo 3354 y dentro de éste la carpeta 2.
- *Expediente de batidas y monterías, 1951 - 1988*, con el nº de legajo 3878.

2.1.2.2.2.3 Expedientes de autorización de colocación de cebos envenenados entre 1939 - 1983

Estos expedientes de autorización para la colocación de cebos envenenados se encuadran dentro de los dos primeros períodos en los que se ha dividido la evolución histórica del control de depredadores, pues se conservaban los expedientes correspondientes al período 1939 - 1983.

Se han consultado 57 expedientes de autorización de colocación de cebos envenenados, en el Archivo Histórico Provincial de Cáceres, dentro del mismo fondo, sección y apartado que la fuente descrita anteriormente. Estas fuentes se conservan bajo el título *Expediente de autorización para la colocación de cebos envenenados (1939 - 1984)*, con el nº de legajo 3857.

El estudio cuantitativo y cualitativo de las fuentes documentales ha permitido conocer la evolución en el uso legal de cebos envenenados y establecer las bases para el análisis posterior del actual uso ilegal, cuestión objeto de análisis en el apartado 3 de la presente memoria.

2.1.2.2.2.3.1 Expedientes autorización de colocación de cebos envenenados durante el libre exterminio

Estos expedientes se produjeron por la aplicación de la LC 1902, que en su Art. 41 plantea la posibilidad de organizar campañas de envenenamiento para la destrucción de *animales dañinos*, pudiendo ser organizadas por los Alcaldes previa autorización de los Gobernadores civiles. Al igual que la ocurría con las batidas, el Art. 48 de la LC 1902 recoge la obligación de informar al Gobernador civil del resultado de las campañas de envenenamiento, aunque no se ha localizado la documentación administrativa asociada.

Se conservan 9 expedientes de autorización de campañas de envenenamiento para la destrucción de *animales dañinos* entre los años 1939 y 1953, que constan de los siguientes documentos:

- Instancia de los ganaderos, dueños de fincas o alcaldes solicitando autorización al Gobernador civil para la colocación de cebos envenenados. La instancia recoge información variada según el caso: paraje o fincas del municipio dónde se detectaban los *animales dañinos*, tipos de daños causados por los *animales dañinos* sobre la ganadería y la caza (Apéndice 2.7).
- Solicitud de informe sobre la conveniencia de la colocar de cebos envenenados, remitido por el Gobernador civil a la Jefatura de la Guardia Civil (Apéndice 2.8).
- Informe remitido al Gobernador civil por la Jefatura de la Guardia Civil sobre la conveniencia la colocar de cebos envenenados, para corroborar la información sobre daños y presencia de depredadores que llegaba desde las Alcaldías. (Apéndice 2.9).
- Autorización del Gobernador civil de la provincia para la colocación de cebos envenenados (Apéndice 2.10). El Gobernador civil en estos documentos tan sólo autorizaba o desestimaba las peticiones para la colocación de cebos, instando a cumplir la vigente LC 1902 en el desarrollo de la campaña.

2.1.2.2.2.3.2 Expedientes autorización de colocación de cebos envenenados durante la extinción organizada

Dentro de estos Expedientes cabe distinguir dos fuentes en función de la normativa de caza vigente:

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

1. Expedientes que se produjeron por la aplicación de la LC 1902, aplicando el procedimiento a través de la *JPEADyPC* de Cáceres, constituida en el año 1953. Estos expedientes se abrieron entre los años 1959 - 1966.

En total son 27 expedientes de autorización de campañas de envenenamiento que constan de los siguientes documentos:

- Instancia de los ganaderos, dueños de fincas o alcaldes solicitando autorización al Gobernador civil para la colocación de cebos envenenados. La instancia recogía información variada según el caso: paraje o fincas del municipio dónde se detectaban los *animales dañinos* y tipos de daños causados por los *animales dañinos* sobre la ganadería y la caza (Apéndice 2.11).
- Solicitud para la autorización de colocación de cebos envenenados, remitido al Gobernador civil por la *JPEADyPC* de Cáceres (Apéndice 2.12).
- Solicitud de informe sobre la conveniencia de la colocar de cebos envenenados, remitido a la Jefatura de la Guardia Civil por el Gobernador civil (Apéndice 2.13).
- Informe remitido al Gobernador civil por la Jefatura de la Guardia Civil sobre la conveniencia la colocar de cebos envenenados, para corroborar la información sobre daños y presencia de depredadores que llegaba desde las Alcaldías. (Apéndice 2.14).
- Autorización del Gobernador civil de la provincia para la colocación de cebos envenenados (Apéndice 2.15).
- Circular publicada en el periódico oficial informando de la autorización para la colación de cebos envenenados, con el fin de poner en aviso a la población de la peligrosidad que supone la presencia de veneno (Apéndice 2.16).

2. Expedientes que se produjeron entre los años 1980 - 1983, por la aplicación de la *Ley de Caza de 1970* y su desarrollo en la *Orden de 26 de abril de 1971 por la que se dictan medidas para procurar la reducción de animales peligrosos para las personas o perjudiciales para la ganadería o la caza*, que en su Art.2 permite el empleo de cebos envenenados en todo tiempo y cualquiera que sea la especie objeto de control. En esta orden se determina que las autorizaciones para empleo de cebos envenenados deberán tener previamente la conformidad del Gobernador civil. El año aprobación de las últimas autorizaciones conservadas corresponde al año en que se prohíbe el uso del veneno mediante una circular interna del ICONA.

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

Son un total de 21 expedientes de autorización de campañas de envenenamiento que constaban de los siguientes documentos:

- Remisión al ICONA de las solicitudes para la colocación de cebos envenenados recibidas en el Gobierno civil. Según la O 1971, las autorizaciones para empleo de cebos envenenados debían tener previamente la conformidad del Gobernador civil, de ahí que se encuentre este documento en los expedientes aunque ya no sean estos los encargados de juzgar la conveniencia o no de la celebración de las campañas (Apéndice 2.17).
- Autorización para la colocación de cebos envenenados emitida por el ICONA. En dicha autorización se recoge el ámbito de aplicación, cebos autorizados, lugares autorizados, plazo de validez de la autorización, el tipo de veneno a usar y el modo en que debían ser utilizados los cebos (Apéndice 2.18).

2.1.2.2.3 Fuentes documentales para el estudio de las Juntas Provinciales de Extinción de Animales Dañinos y Protección a la Caza

Como ya se ha indicado, en 1953 se aprobó el Decreto por el que se declaraba obligatoria la organización de las *JPEADyPC* (D 1953). Las fuentes descritas a continuación derivan de su creación y funcionamiento. El análisis de estas fuentes ha permitido estudiar la etapa del exterminio organizado de depredadores, ya que el fin prioritario de estas Juntas era organizar la lucha contra las *alimañas* (Art. 1a).

2.1.2.2.3.1 Reglamentos

La regulación de las actividades de las Juntas se debía regir por un reglamento que recogía sus principales finalidades (Art. 2 del D 1953). Una vez constituidas las Juntas, redactaba su reglamento y lo sometían a la aprobación del Ministerio de Agricultura, previo informe de la Dirección General de Montes, Caza y Pesca Fluvial (en adelante *DGMCPF*) (Art. 6).

Los reglamentos recopilados fueron redactados entre 1954 y 1961. Esta variabilidad en los años de redacción de los reglamentos se deriva de las también variables fechas de constitución de las Juntas, entre los años 1953 y 1958, a pesar de que en el Art. 7 se instaba a que las Juntas se crearan en cada provincia en el plazo de dos meses desde la publicación del D 1953 en el Boletín Oficial. Se han localizado los Reglamentos correspondientes a las

JPEADyPC de las siguientes provincias: Asturias (1958), Badajoz (1954), Ciudad Real (1954), Guadalajara (1958), Jaén (1954, 1964), León (1961), Soria (1955), Teruel (1958) y Toledo (1954).

En general, estos reglamentos recogen los siguientes aspectos:

- Objeto y funciones de las Juntas.
- Enumeración de *animales dañinos*.
- Miembros de la Junta.
- Organización de la Junta: local, comarcal y provincial.
- Procedencia de los fondos de financiación

Los reglamentos consultados son precisamente los enviados por las Juntas para su aprobación a la *DGMCPF*, y se han localizado en el Fondo Documental del Monte del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (Madrid). Estas fuentes se conservan en los expedientes bajo el título de: S.N.P.C.P.N. – *CAZA - Juntas de Animales dañinos. Reglamentos de las Juntas constituidas. (varios años) (1953 - 1965)*, siendo su signatura FDM/CAZA/Cj. 125.

Esta fuente ha permitido conocer cómo se aplicaba en la práctica la extinción de *animales dañinos* prevista en el D 1953 y hacer comparaciones interprovinciales del contenido de los diferentes reglamentos.

2.1.2.2.3.2. Memorias anuales y relaciones de capturas

Esta fuente la constituyen las memorias, por lo general de carácter anual, elaboradas por las *JPEADyPC* y enviadas al Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza, durante los años en que estuvieron activas. Estas memorias informaban de la actividad de las Juntas, pues entre las funciones que le otorga el D 1953 estaba la de elaborar las estadísticas anuales (Art. 2.g). Las comunicaciones localizadas son de gran heterogeneidad en cuanto a su contenido, pues eran producidas por las diferentes *JPEADyPC* y en la normativa no se especificaba la información que debían compilar.

Esta fuente ha permitido recopilar las estadísticas de las capturas de depredadores resultantes de la actividad de las diferentes Juntas, conocer en qué provincias se organizaron y la etapa temporal en la que estuvieron activas.

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

Esta fuente ha sido localizada en los siguientes archivos:

- Fondo Documental del Monte, dentro del fondo de *CAZA*, y en los expedientes relativos a la extinción de animales dañinos nombrados anteriormente.
- Archivo Histórico Provincial de Guadalajara (Guadalajara) correspondiéndole la signatura *AG - 2841 / SE - 899*.
- Archivo Histórico Provincial de Salamanca.

Se han distinguido dos tipos de fuentes en función del grado de detalle relativo a la descripción de la actividad:

1. Memorias anuales de las actividades de las Juntas.

Se han localizado memorias anuales con información detallada de las siguientes Juntas: Guadalajara (1959), Lugo (de 1957 a 1962, 1964 y 1967), Oviedo (1957, 1958), Santander (1962, 1964) y Soria (1955, de 1957 a 1961 y 1964). Estos documentos, también de carácter desigual, además de información sobre las capturas de *animales dañinos* recopilan información anual sobre otros aspectos:

- Estadísticas de daños a la ganadería, especificándose, según el caso, tipo de ganado, clases de edad y municipio. Recuérdese que, según el Art.2.f) del D 1953, el fin de las Juntas era “indemnizar en los casos comprobados los daños producidos por las alimañas.”
- Relación de Municipios y Hermandades de Labradores y Ganaderos que habían consignado parte de su presupuestó para financiar la actividad de las Juntas y la cantidad destinada. Igualmente en el D 1953 se establece en su Art. 5 y la LC 1902 en el Art. 40 que los municipios debían consignar parte de sus presupuestos para este fin.
- Detalle de ingresos, pago y balance de los fondos de la Junta. El Art. 2.b indica que entre los fines de las Juntas estaba administrar sus bienes.
- Relación de alimañeros que habían recibido premio especial en la campaña. En algunos de los reglamentos se recoge la posibilidad de otorgar premios a los alimañeros que acumulasen mayor número de capturas en un año.
- Detalle de los miembros que formaban parte de la Junta.
- Resumen de los acuerdos alcanzados en las distintas reuniones de la Junta, ya que se reunían con una periodicidad variable.

- Relación de municipios en los que se aprobó la colocación de cebos envenenados. Estas campañas se solicitaban a al Gobernador civil a instancia de los ganaderos, dueños de fincas o alcaldes, como ya se apuntó con anterioridad.

2. Relaciones de capturas de *animales dañinos*

Se han recopilado en torno a doscientas comunicaciones enviadas al *SNPFyC* del Ministerio de Agricultura desde las Juntas. La información que contenían estas comunicaciones era, con mayor o menor grado de detalle, el listado de las capturas que se habían presentado en la Junta. La periodicidad de estas comunicaciones solía ser anual. Gran parte de ellas era el resumen de su actividad anual, aunque en algunos casos se recogía información de varios años. Sin embargo, el grado de detalle es variable. En algunas ocasiones es un mero listado del número de individuos capturados por especie. En otros casos se daban datos también sobre los nombres de los alimañeros, las fechas de las capturas, los municipios dónde acontecían las capturas y las primas percibidas por los alimañeros (Apéndice 2.19).

2.1.2.2.3.3 Actas de reuniones

En los reglamentos por los que se regula la actividad de las Juntas se recoge la obligación de sus miembros de reunirse periódicamente. Estas sesiones, de periodicidad variable, generaban un acta en la que se recogía los acuerdos alcanzados. Se han localizado actas correspondientes a dos provincias:

- Cáceres. Se ha rescatado 29 actas correspondientes a las reuniones de la *JPEADyPC* de Cáceres celebradas entre los años 1956 al 1962 y de 1965 a 1968. Estos documentos han sido localizados en el Fondo Documental del Monte en la sección de Caza y en el Archivo General de la Consejería de Agricultura y Desarrollo Rural de la Junta de Extremadura (Mérida), correspondiéndole la signatura 230.

Estas actas recogían una relación de las capturas de depredadores presentadas en la Junta. En estas relaciones se especifica el nombre del alimañero, la fecha y municipio/localidad de captura, especie, grupo de edad y sexo del depredador capturado y prima concedida por la Junta. Por tanto, esta fuente ha permitido conocer la actividad de la Junta y recopilar las estadísticas de las capturas.

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

– Salamanca. Se han localizado 21 actas en el Archivo Histórico Provincial de Salamanca, correspondientes a todas las reuniones celebradas por la *JPEADyPC* de esta provincia, desde su creación en 1954 hasta su disolución en 1961. Esta fuente ha permitido tener información sobre la actividad completa de una de las Juntas durante todo el tiempo en que estuvo funcionando.

2.1.2.2.3.4 Certificados de capturas

Se han recopilado numerosos certificados individuales de capturas de *animales dañinos*, expedidos por los alcaldes o ingenieros jefes del distrito forestal, con el fin de acreditar la presentación de las capturas. En general, los reglamentos por los que se regula el funcionamiento de las Juntas recogen la posibilidad de presentar las capturas en la Junta Local o bien en la *JPEADyPC*, de ahí el diferente origen de los certificados:

- Certificados de las capturas presentadas directamente en la *JPEADyPC* (en la Jefatura del Distrito Provincial) (Apéndice 2.20).
- Certificados de las capturas presentadas en las Alcaldías, y posteriormente enviados a la *JPEADyPC* (Apéndice 2.21).

Estos justificantes recogían información sobre las capturas: nombre del alimañero, características del animal capturado: especie, edad y sexo, prima económica y puntos que le corresponden por la captura, fecha de la captura y lugar de la captura.

Se han localizado certificados de captura en los Archivos Históricos Provinciales de Guadalajara y Salamanca. Al igual que otras fuentes, ésta nos permite conocer el grado de actividad de las Juntas y recopilar sus estadísticas de captura.

2.1.2.2.3.5. Otras fuentes

En los diferentes Archivos citados donde se han encontrado las fuentes descritas anteriormente se han localizado numerosos documentos que permiten completar el conocimiento sobre el funcionamiento y actividad de las Juntas. Entre estos documentos destacan las comunicaciones entre los Presidentes de las *JPEADyPC* y el Jefe del *SNPFyC* que se conservan en algunos de los Archivos consultados y se referían a los siguientes temas: creación de las Juntas, nombramiento de los cargos, aprobación de los Reglamentos,

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

subvenciones, estado de cuentas y del gasto, peticiones de las Memorias de actividades y, en su caso, disolución de las Juntas. También ha sido de gran utilidad una publicación informativa del Ministerio de Agricultura, editada en 1962, sobre la actividad de las Juntas entre 1953 y 1961. Esta fuente contiene el resumen por años y provincias de las subvenciones otorgadas a las Juntas por el *SNPFyC*, la relación de *alimañas* capturadas y premios abonados durante esos años a escala provincial, el listado de fechas de creación de las Juntas y del nombramiento de sus Juntas Directivas. Brinda información también de la inversión económica realizada por parte del Gobierno central en las Juntas, permite completar las estadísticas de captura de depredadores y conocer cuáles eran las Juntas en funcionamiento hasta el año 1962.

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

2.1.3 Base de datos

Hasta mediados del siglo XX, la normativa española promovía la persecución, colectiva e individual, mediante retribución económica a cazadores y alimañeros. Las fuentes documentales descritas con anterioridad se han manejado para conocer aspectos cualitativos sobre la evolución del control de depredadores en España. Por otro lado, los datos estadísticos de capturas de depredadores pueden ser trazados gracias a estas fuentes generadas por la actividad administrativa.

Los datos disponibles sobre captura de depredadores se han incorporado a una base de datos diseñada específicamente para ello, con ayuda de un formulario elaborado con el programa de base de datos *MS Access*. La información sobre las capturas de depredadores registrada en la base de datos son: año y mes cuando se produjo la captura; provincia, municipio, paraje donde se realizó la captura; especie capturada, su edad y sexo; nombre del alimañero, medio de captura, prima económica y puntos que le corresponden por la captura, otros premios; y archivo e identificador del documento correspondiente a esa captura.

Cada registro está adscrito, según el caso, al término municipal y provincia donde el animal fue capturado. Dicho formulario está asociado a tablas que contenían dos campos específicos, el nombre y el identificador del municipio y la provincia (respectivamente, *PROMUNI* y *ProvID*), importados previamente desde la capa de términos municipales y provincias de España en formato vectorial (formato *shp*), para disponer de campos comunes que permitieran la representación espacial de los datos. En numerosas ocasiones, la localización geográfica documental de las capturas se refiere a pedanías o localidades, sin indicar el término municipal correspondiente. Por ello, se ha procedido a la adscripción de dichos lugares a sus respectivos municipios a través de la información disponible en la Web: <http://www.todopueblos.com/>.

2.1.4 Área de estudio

La disponibilidad de datos de captura de depredadores limita este estudio a la España peninsular. Dicho territorio presenta una extensión de 493.458 km² (97,53% del territorio nacional) y está situado en el extremo suroccidental de Europa. Administrativamente está dividido en 15 comunidades autónomas y 47 provincias pues no se incluyen los territorios insulares. Se encuentra entre dos continentes: Europa y África, y entre dos masas marinas: Océano Atlántico y Mar Mediterráneo. La España peninsular tiene una orografía heterogénea. Los principales sistemas montañosos de norte a sur son: Cordillera Cantábrica, Pirineos, Sistema Ibérico, Sistema Central, Sierra Morena y Cordillera Bética (Figura 2.2). Es de destacar su carácter peninsular pues está unida a Europa por un istmo situado al noreste, donde se encuentra la cordillera de los Pirineos.

2.1.4.1 Unidades territoriales: provincias

El análisis de los datos de captura de depredadores se ha realizado a la escala de las provincias administrativas de la España peninsular, pues es ésta la resolución espacial a la que está disponible gran parte de los datos. La extensión superficial de las 47 provincias varía entre 1.909 km² de Guipúzcoa y 21.766 km² de Badajoz (Figura 2.3). El mapa en formato digital de las provincias de España se ha obtenido de Barbosa (2006).

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España



Figura 2.2. Área de estudio. Esquema de los principales sistemas montañosos de España peninsular.



Figura 2.3. Provincias de España peninsular. Las siglas de la figura se corresponden con las siguientes provincias: Alicante (A), Almería (AL), Albacete (AB), Ávila (AV), Barcelona (B), Badajoz (BA), Vizcaya (BI), Burgos (BU), La Coruña (C), Cádiz (CA), Cáceres (CC), Castellón (CAS), Córdoba (CO), Ciudad Real (CR), Cuenca (CU), Gerona (GE), Granada (GR), Guadalajara (GU), Huelva (H), Huesca (HU), Jaén (J), Lérida (L), León (LE), Logroño (LO), Lugo (LU), Madrid (M), Málaga (MA), Murcia (MU), Asturias (O), Orense (OR), Palencia (P), Navarra (NA), Pontevedra (PO), Santander (S), Salamanca (SA), Sevilla (SE), Segovia (SG), Soria (SO), Guipúzcoa (SS), Tarragona (T), Teruel (TE), Toledo (TO), Valencia (V), Valladolid (VA), Álava (VI), Zaragoza (Z) y Zamora (ZA).

2.1.5 Metodología

2.1.5.1 Análisis cualitativos de los expedientes de captura de depredadores

2.1.5.1.1 Periodo 1854 – 1860

Del informe *Apuntes relativos a la aparición y extinción de animales dañinos en las provincias del Reino, con varias observaciones acerca de la legislación vigente sobre la materia (1849 - 1860)* se han obtenido, a escala provincial, las categorías de peligro que representa en ellas la presencia de *animales dañinos* según el criterio del RCAIyC. Dicha jerarquía de peligro es de tipo categórica y se corresponde con las siguientes clases: escaso, medio e intenso.

2.1.5.1.2 Periodo 1944 - 1969

A partir de la eficacia, constatada en la reducción de daños a la ganadería, de la Junta Provincial para la Extinción de Animales Dañinos de Santander, creada en 1943 y que empezó su labor en 1944 promovida por el Sindicato Provincial de Ganadería de Santander, y de la Junta de Asturias, que existía desde 1947, el Ministerio de Agricultura reguló su creación mediante el *Decreto de 11 de agosto de 1953 por el que se declara obligatoria la organización de las Juntas Provinciales de Extinción de Animales dañinos y Protección a la Caza*, norma que regula con carácter general su funcionamiento y objetivos. Posteriormente, las Juntas que se crearon desarrollaron de forma más específica estos aspectos en sus respectivos Reglamentos que se analizarán en el apartado de resultados correspondiente a las Juntas. Es interesante destacar que el precedente tan importante de la Junta de Santander se autorizó en España de manera experimental a semejanza de la Asociación Francesa de Oficiales de Lobetería para aplicar los métodos de extinción, sobre todo de lobos (Morales, 1956). De forma directa, las actuaciones de las Juntas se desarrollaron hasta 1961 ya que mediante el Decreto 746/1961, de 8 de mayo, *por el que se regulaban las Comisiones Delegadas de las Comisiones Provinciales de Servicios Técnicos*, se decidió la disolución de las Juntas y Comisiones y atribuir las competencias de las Juntas Provinciales a las Comisiones Delegadas Provinciales de Asuntos Económicos, dependientes de los Gobiernos Civiles, bajo cuya decisión quedaron todas las autorizaciones relacionadas con el control de depredadores. Cabe notar que se toma el año 1969 como último año de este periodo pues es el último año para el que se han registrado datos de capturas.

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

El análisis de la documentación recopilada en los archivos ha permitido conocer la siguiente información a cerca de las *JPEADyPC*:

- Provincias que crearon *JPEADyPC*, fecha de la Orden de creación por la *DGMCPF* y fecha del nombramiento de la *JPEADyPC* por la *DGMCPF*.
- Especies consideradas objeto de captura por cada *JPEADyPC*.
- Objetivos de las *JPEADyPC*.
- Miembros de las *JPEADyPC*, remuneración de cargos económicamente y procedimientos de elección.
- Objetivos de las Juntas Comarcales y Delegados de zona y de las Juntas Locales.
- Procedencia de los fondos para la financiación de la actividad de las *JPEADyPC*.
- Prioridad del gasto de los fondos de las *JPEADyPC*.
- Primas económicas, premios y puntos percibidos por los alimañeros según la especie capturada, la provincia y el año.
- Indemnizaciones por daños ocasionados por depredadores según el tipo de ganado, su clase de edad y la provincia.
- Motivos de la disolución de las *JPEADyPC*.

2.1.5.2 Análisis cuantitativos de los expedientes de captura de depredadores

El estudio de la base de datos de capturas de depredadores ha permitido conocer qué especies eran perseguidas en los tres periodos temporales establecidos: 1854 - 1860, 1908 - 1924 y 1944 - 1969, así como el número de capturas por especie, la ratio de sexo y de edad.

A partir de las capturas provinciales, se ha calculado el total de cada una de ellas para cada uno de los periodos. A partir de estos resultados se ha calculado la proporción de sexo y edad de las capturas.

La proporción de sexos en el total de las capturas registradas para cada periodo se ha estimado como:

$$\text{Ratio de sexo} = N^{\circ} \text{ de machos adultos} / N^{\circ} \text{ de hembras adultas}$$

Ecuación 2.1

También se ha calcula la proporción de las clases de edad en el total de las capturas registradas como:

$$\text{Ratio de edad} = N^{\circ} \text{ de crías} / N^{\circ} \text{ de adultos}$$

Ecuación 2.2

Los datos de capturas para los periodos considerados se han agrupado en las siguientes categorías: rapaces, Carnívoros, Córvidos, Reptiles y Roedores. Para estos grupos faunísticos se ha calculado también el número de capturas totales y las ratios de sexo y edad.

2.1.5.3 Análisis espacial de las capturas de depredadores a escala provincial

El análisis espacial del número de capturas de depredadores por grupos faunísticos y especies se centra en las provincias administrativas de la España peninsular. Los datos originales, compilados en la base de datos de capturas de depredadores, se han agrupado por provincias mediante una consulta en *MS Access*, para cada periodo temporal considerado: 1854 - 1860 y 1944 - 1969. Posteriormente, se incorporaron a un Sistema de Información Geográfica (Geographic Information System; *GIS*) utilizando la herramienta *Join* de *ArGIS 9.3* (Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, US). Se ha

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

empleado como base cartográfica las provincias de España en formato vectorial (Barbosa, 2006).

A partir de las capturas provinciales por grupos faunísticos y por especie, se ha calculado las ratio de sexo y edad, según las ecuaciones 2.1 y 2.2.

Los datos correspondientes al periodo de 1908 a 1924 no son considerados en este apartado pues se refieren únicamente a la provincia de Cáceres.

2.1.5.4 Análisis temporal de las capturas de depredadores

Los datos de captura por grupos faunísticos y por especie, compilados en la base de datos de capturas de depredadores, se han agrupado por años mediante una consulta en *MS Access*. No se incluye en este apartado los datos del periodo 1854 - 1860, pues gran parte de ellos se refieren exclusivamente al total de capturas realizadas durante esos siete años. Además, procede hacer constar que el periodo 1908 - 1924 se refiere a una sola provincia y, por tanto, no es comparable a la información recabada durante el periodo 1944 – 1969.

Finalmente, se establecieron modelos de regresión lineal para las captura por grupos faunísticos frente a los años, para comprobar si existía alguna tendencia en los datos, usando el programa de análisis estadístico *SPSS 19* (IBM SPSS Statistics for Windows, IBM Corporation; Armonk, NY, US).

2.1.5.5 Análisis del exterminio de depredadores: el caso de Cáceres

El análisis de la información recogida en los expedientes de solicitud de batidas para el exterminio de depredadores y para la colocación de cebos envenenados, junto con la información de capturas de depredadores (apartados: 2.1.5.2, 2.1.5.3 y 2.1.5.4), permite estudiar la presión sobre los depredadores ejercida por diferentes medios de exterminio en la provincia de Cáceres.

Para el análisis se seguirá la metodología descrita en los apartados 2.1.5.3 y 2.1.5.4.

2.1.5.5.1 Área de estudio

La disponibilidad de datos relativos a los expedientes de solicitudes de batidas y colocación de cebos envenenados para el exterminio de depredadores limita este estudio a la provincia de Cáceres. Las unidades territoriales empleadas para estos análisis son los términos municipales, pues es a la escala que está disponible la información.

Cáceres presenta una extensión de 19.868 km² (4,03% del territorio nacional, segunda provincia en extensión) y se localiza en el suroeste de España y al norte de la comunidad autónoma de Extremadura. La provincia de Cáceres administrativamente está dividida en 218 municipios. Los principales sistemas montañosos de norte a sur son: Sierra de Gata, Sierra de Béjar y Sierra de Gredos, pertenecientes al Sistema Central, y Sierra de San Pedro, Sierra de Montánchez y Sierra de Las Villuercas, pertenecientes al Sistema de los Montes de Toledo (Figura 2.4). Entre las sierras del Sistema Central y de los Montes de Toledo discurre el curso medio-bajo del río Tago.



Figura 2.4. Área de estudio. Esquema de los principales sistemas montañosos de la provincia de Cáceres.

2.1.6 Resultados

La base datos compila 7.882 registros de captura de depredadores, de los cuales 1.509 corresponden al periodo 1854 - 1860 (número total de capturas: 69.332), 1.665 registros al periodo 1908 - 1924 (número total de capturas: 2.779) y 4.708 al periodo 1944 - 1969 (número total de capturas: 1.003.365).

2.1.6.1 Análisis cualitativos de los expedientes de captura de depredadores

2.1.6.1.1 Periodo 1854 - 1860

Durante este período, tras recibir informes de la problemática asociada a los *animales dañinos*, el RCAIyC manifestó que “sin negar la existencia del mal, puede asegurarse que no tiene proporciones alarmantes”. Dicho organismo estableció tres categorías para baremar el peligro que representaba la presencia de *animales dañinos*: escaso (E), medio (M) e intenso (I) (Tabla 2.1). El Consejo, tras el análisis de los diferentes informes provinciales, consideró que la problemática de las *alimañas* se localizaba en “las cordilleras y las cuencas de los ríos”, siendo menor en provincias donde estaba más extendida la agricultura y la industria. Por este motivo, el Consejo consideró improcedente destinar parte del Presupuesto General del Estado al exterminio de *animales dañinos*, y delegó la responsabilidad de los gastos derivados de su control a los ayuntamientos y provincias más afectados.

Tabla 2.1. Grado de peligro de cada provincia española respecto a la presencia de *animales dañinos* considerado por RCAIyC para el periodo 1854 - 1860. Las categorías se corresponden a los siguientes códigos: escaso (E), medio (M), intenso (I) y sin evaluar (-).

Comunidades autónomas	Provincias	Peligro respecto a la presencia de <i>animales dañinos</i>
Andalucía	Almería	M
	Cádiz	M
	Córdoba	I
	Granada	M
	Huelva	M
	Jaén	I
	Málaga	M
	Sevilla	M

Tabla 2.1. (Continuación).

Comunidades autónomas	Provincias	Peligro respecto a la presencia de <i>animales dañinos</i>
Aragón	Huesca	I
	Teruel	I
	Zaragoza	M
Principado de Asturias	Oviedo	M
Baleares		E
País Vasco	Álava	-
	Guipúzcoa	-
	Vizcaya	-
Canarias		E
Cantabria	Santander	I
Castilla - La Mancha	Albacete	M
	Ciudad Real	M
	Cuenca	I
	Guadalajara	I
	Toledo	-
Castilla y León	Ávila	-
	Burgos	I
	León	M
	Palencia	-
	Salamanca	-
	Segovia	M
	Soria	-
	Valladolid	M
	Zamora	M
Cataluña	Barcelona	M
	Gerona	M
	Lérida	M
	Tarragona	-
Extremadura	Badajoz	M
	Cáceres	I
Galicia	La Coruña	M
	Lugo	I
	Orense	I
	Pontevedra	M
Madrid	Madrid	M
Región de Murcia	Murcia	M
La Rioja	Logroño	E
Navarra	Navarra	M
Comunidad Valenciana	Alicante	M
	Castellón	M
	Valencia	I

2.1.6.1.2 Periodo 1944 - 1969

2.1.6.1.2.1 Creación de las JPEADyPC

En España se crearon 23 Juntas Provinciales de Extinción de Animales Dañinos y Protección a la Caza. El modelo seguido para su creación partió de la experiencia de la Junta Provincial para la Extinción de Animales Dañinos de Santander, dependiente del Sindicato Provincial de Ganadería de Santander, que se creó en 1943 y comenzó su labor en 1944, años antes de que se crearan la mayor parte de las restantes (habitualmente entre 1953 y 1954). No se han localizado referencias que indiquen la fecha de creación de las Juntas de las provincias de Alicante y Valladolid (Tabla 2.2).

2.1.6.1.2.2 Organización y funcionamiento

Los resultados expuestos a continuación hacen referencia a la información obtenida de los reglamentos de las JPEADyPC de Asturias, Badajoz, Ciudad Real, Guadalajara, Jaén, León, Soria, Teruel y Toledo.

2.1.6.1.2.2.1 *Animales dañinos*

En el D 1953 de creación de las JPEADyPC no se especifica cuales son los animales considerados como dañinos o en qué circunstancias un animal podía pasar a considerarse como tal. Los reglamentos de las respectivas JPEADyPC tampoco dan una definición de *animal dañino*, aunque listan el nombre de las especies a exterminar. En el caso del Reglamento de la JPEADyPC de Asturias, además de recoger el listado, deja abierta la posibilidad de perseguir otros animales no citados expresamente, extendiéndola a “todos aquellos que causaran daños a la caza y ganadería”.

Cabe subrayar que el proyecto de reforma del reglamento de la JPEADyPC de Jaén (aprobado el 7 de octubre de 1954) anuncia la exclusión del “quebrantahuesos, águila real, águila imperial y águila perdicera”, por “razones de carácter científico y por tratarse de especies raras, en vías de extinción”.

En la Tabla 2.3 se detallan las especies consideradas objeto de captura; sólo se han conseguido reunir listados detallados para nueve de las JPEADyPC creadas. En adelante, los nombres especies y grupos faunísticos aparecerán como se recogen en las fuentes documentales consultadas.

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

Tabla 2.2. Fecha de creación de las *JPEADyPC*. Se marca con (*) las provincias con Reglamento localizado y con (^) las provincias que con certeza se sabe que no llegaron a redactar Reglamento.

Comunidad Autónoma	Provincias	Orden de creación de la Junta por la Dirección General de Montes, Caza y Pesca Fluvial	Nombramiento de la Junta por la Dirección General de Montes, Caza y Pesca Fluvial
Andalucía	Córdoba	31 /10 /1953	21 /01 /1954
	Granada	05 /05 /1954	10 /06 /1954
	Jaén*	31/ 10 /1953	27 /02 /1954
Aragón	Huesca	16 /02 /1954	18 /11 /1954
	Teruel*	05 /09 /1958	04 /01 /1959
Asturias	Oviedo*	31 /10 /1953	29 /04 /1958
Cantabria	Santander	1944	1944
Castilla-La Mancha	Ciudad Real	15 /12 /1953	21 /04 /1954
	Cuenca	17 /11 /1955	07 /01 /1956
	Guadalajara*	30 /11 /1953	03 /02 /1954
	Toledo*	15 12 /1953	10 /06 /1954
Castilla y León	Ávila	07 /02 /1956	11 /05 /1956
	León*	31 /10 /1953	21 /04 /1954
	Palencia	31 /10 /1953	16 /02 /1954
	Salamanca	03 /03 /1954	27 /04 /1954
	Soria*	21 /01 /1954	24 /02 /1954
	Valladolid	¿? (no antes del 1962)	-
Cataluña	Tarragona ^	07 /06 /1961	16 /03 /1962
Extremadura	Badajoz*	15 /12 /1953	16 /02 /1954
	Cáceres	15 /12 /1953	28 /04 /1954
Galicia	Lugo	22 /07 /1955	20 /10 /1955
Madrid	Madrid	16 /03 /1954	¿? (no antes del 1962)
Comunidad Valenciana	Alicante	¿? (no antes del 1962)	¿?

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

Tabla 2.3. Listado de las especies o grupos faunísticos objeto de captura por las *JPEADyPC* de diferentes provincias (✓). El símbolo (–) indica que esas especies o grupos no eran perseguidos por las Juntas.

Especie o grupos faunísticos	Asturias	Badajoz	Ciudad Real	Guadalajara	Jaén	León	Soria	Teruel	Toledo
Rapaces									
Águila	-	✓	✓	-	-	✓	✓	-	✓
Águila perdicera	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Águila real	✓	-	-	-	✓	-	-	-	-
Aguililla	-	-	-	-	✓	-	-	-	-
Aguilucho	-	-	-	-	✓	-	-	-	-
Alcotán	-	✓	✓	-	-	-	-	-	-
Azor	✓	✓	✓	-	-	-	-	-	✓
Cernícalo	-	✓	✓	-	-	-	-	-	-
Gavilán	-	✓	✓	-	-	-	-	-	✓
Halcón	✓	✓	✓	-	-	-	-	-	✓
Milano	✓	✓	✓	-	-	-	-	-	✓
Búho	-	-	-	-	✓	-	-	-	-
Córvidos									
Chova	-	✓	✓	-	-	-	-	-	✓
Cuervo	✓	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓	-
Grajo	✓	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓	-
Urraca	✓	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓	✓
Carnívoros									
Comadreja	-	✓	✓	✓	-	-	✓	✓	✓
Garduña	-	✓	✓	-	-	✓	✓	-	✓
Gato montés	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Gineta	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓	✓	✓
Lince	-	-	-	-	✓	-	-	-	-
Lobo	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Marta	✓	-	-	-	-	-	-	-	-
Tejón	-	✓	✓	-	-	-	✓	-	✓
Turón	✓	✓	✓	✓	-	-	-	✓	✓
Zorro	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Reptiles									
Culebra	-	✓	✓	✓	-	-	-	✓	✓
Lagarto	-	✓	✓	✓	-	-	-	✓	✓

2.1.6.1.2.2.2 Objetivos

Las acciones a llevar a cabo por las *JPEADyPC* quedaban recogidas en sus Reglamentos, con los mismos objetivos enumerados en el D 1953. Los objetivos que se marcaban eran:

- Organizar planes para la persecución y extinción total de los *animales dañinos*, incluso coordinando su actividad con la de otras provincias si era necesario.
- Suministrar y distribuir venenos y otros medios para la captura y muerte de los *animales dañinos*.
- Premiar a los alimañeros que demuestren la muerte de *animales dañinos*.
- Proponer medidas para proteger las poblaciones de especies cinegéticas.
- Indemnizar los daños causados por los *animales dañinos*.
- Formar estadísticas anuales de las capturas de *animales dañinos*.
- Administrar los bienes económicos de las *JPEADyPC*.

En su actividad se recoge la obligatoriedad de realizar reuniones mensuales o cuatrimestrales, figurando en el orden del día de la primera reunión del año la aprobación de la memoria de actividades y de las cuentas del año anterior.

2.1.6.1.2.2.3 Constitución

Las *JPEADyPC* estaban constituidas por los representantes que a continuación se citan, teniendo sus cargos condición de honoríficos y sin retribución económica:

- Un presidente, el Sr. Ingeniero Jefe del Distrito Forestal.
- Un representante del Gobernador civil de la provincia.
- Un representante de la Cámara Oficial Sindical Agraria.
- Tres ganaderos y tres propietarios de cotos nombrados por la *DGMCPF*.
- Un representante de la Dirección General de Turismo, en el caso que existieran en la provincia cotos de caza.

El único cargo remunerado económicamente de las *JPEADyPC* se reservaba para un auxiliar administrativo si fuera necesaria su contratación.

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

Los vocales representantes de ganaderos y propietarios de cotos de caza eran nombrados por la DGMCPF a propuesta de la Jefatura del Servicio Nacional de Caza.

Otros cargos de las *JPEADyPC* eran el tesorero, nombrado por la misma *JPEADyPC*, y el secretario, que recaía sobre el Ayudante de montes del Distrito Forestal.

Aunque las *JPEADyPC* funcionaban a escala provincial, tanto el D 1953 como los consiguientes reglamentos recogían la posibilidad de constituir juntas infra-provinciales: Juntas Comarcales y Locales, según las necesidades.

Se podían crear tantas Juntas comarcales como la *JPEADyPC* considerase conveniente, nombrándose en las cabezas de los Partidos Judiciales e incluyendo en ellas a los delegados locales de los municipios que conformasen dicho Partido Judicial.

Del mismo modo se nombraban tantos Delegados locales como la *JPEADyPC* estimase conveniente, recayendo el cargo sobre el Jefe del Grupo Ganadero de la Hermandad de Labradores de la localidad.

2.1.6.1.2.2.4 Juntas Comarcales

La actividad de las Juntas Comarcales era:

- Informar al organismo provincial de los ingresos de cuotas recaudadas entre ganaderos y dueños de cotos de caza en su ámbito de acción.
- Informar al organismo provincial de los abonos realizados a los alimañeros.
- Proponer a la *JPEADyPC* planes para la lucha contra *animales dañinos* más abundantes en la zona.

2.1.6.1.2.2.5 Juntas Locales

Las tareas de las Juntas Locales eran:

- Elaborar el censo ganadero.
- Efectuar cobros a ganaderos y dueños de cotos de caza de las cuotas que debían pagar a las *JPEADyPC*, y remitir esos cobros al organismo provincial.
- Expedir certificados de caza o captura de *animales dañinos* a los alimañeros.

- Expedir certificados a agricultores que hubieran sufrido algún perjuicio, con el fin de incluir sus pérdidas en los gastos de la *JPEADyPC* para que pudieran ser indemnizados.
- Atender y ayudar a los alimañeros enviados por la *JPEADyPC* en el cumplimiento de algún servicio.
- Disponer lo necesario para la colocación de cebos envenenados, trampas, etc., de acuerdo a las instrucciones de las Juntas Provinciales y comarcarles.

2.1.6.1.2.2.6 Financiación

La financiación de las *JPEADyPC* provenía de tres vías:

- Partidas presupuestarias que obligatoriamente se tenían que destinar a este fin incluidas en los presupuestos de los Municipios, pues así lo obligaba el Art. 40 de la LC 1902 vigente en ese momento.
- Donativos de Asociaciones, particulares o subvenciones provenientes de organismos oficiales.
- Cuotas que debían pagar los titulares de los aprovechamientos cinegéticos y ganaderos. Las cuotas se establecían, en el caso de los aprovechamientos cinegéticos, en función de la extensión del coto, la abundancia de caza y de *animales dañinos*, marcando diferencias entre las explotaciones de caza menor y mayor. En el caso de la ganadería las cuotas eran proporcionales al número y tipo de cabezas de ganado. Este último apartado no aparecía recogido en el artículo quinto del correspondiente D 1953, aunque sí que se recogía de forma parcial o íntegra en los Reglamentos de las Juntas consultados.

2.1.6.1.2.2.7 Prioridad de gasto

Para la distribución de los fondos en todos los reglamentos consultados se establecen prioridades a la hora de cubrir los gastos de la *JPEADyPC*: en primer lugar gastos de administración, en segundo primas y premios a los alimañeros y en tercero gastos de envenenamiento, lazos, cepos y batidas. En cuarto lugar, se contemplaban las indemnizaciones a los ganaderos y un remanente para el ejercicio del año siguiente, una vez cubiertos los gastos de los apartados anteriores (Tabla 2.4).

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

En cada provincia se estableció un porcentaje a prorratear entre los ganaderos que habían demostrado daños ante la *JPEADyPC*, en torno a 50 - 75% del superávit. No obstante, en otras provincias se antepone la cobertura de los gastos de traslado de los miembros de la Junta a sus reuniones, quedando en segundo término las indemnizaciones a los ganaderos,

Tabla 2.4. Prioridad de gasto fijada por diferentes *JPEADyPC*. El símbolo (-) indica que no existía una partida de los fondos destinados a ese propósito. El porcentaje se establecía respecto al superávit del presupuesto anual destinado a diferentes capítulos.

Destino del gasto	Asturias	Badajoz	Ciudad Real	Guadalajara	Jaén	León	Soria	Teruel	Toledo
Administración	1º	1º (<25%)	1º	1º	1º	1º	1º	1º	1º
Primas y premios	2º	2º	2º	2º	2º	2º	2º	2º	2º
Útiles de captura y batidas	3º	3º	3º	3º	3º	3º	3º	3º	3º
Dietas de traslado de miembros de la Junta	-	-	-	4º	-	4º	-	4º	-
Indemnizaciones ganaderos	4º (75%)	-	4º (75%)	5º (50%)	4º (50%)	-	4º (50%)	5º (50%)	4º (75%)
Fondo de reserva	4º (25%)	-	4º (25%)	5º (50%)	4º (50%)	-	4º (50%)	5º (50%)	4º (25%)

2.1.6.1.2.2.8 Recompensas

Las *JPEADyPC* fijaron en sus Reglamentos el valor de las primas en pesetas según especies estableciendo los requisitos exigidos para acreditar la captura de cualquier *animal dañino*. Además de estas primas, las Juntas adjudicaban los puntos correspondientes según los baremos establecidos por especies con el fin de que al terminar cada ejercicio o campaña se sumara el número de puntos obtenido por cada cazador para poder optar a la concesión de los premios anuales, cuyo número y cuantía dependía de cada Junta y podía variar anualmente en virtud de su disponibilidad económica.

La especie por la que se ofrecía mayor recompensa era el lobo, siendo mayor la prima económica para hembras adultas, después para machos adultos y, por último, para crías. El zorro era la especie cuya captura, tras la del lobo, mejor retribución recibía e igualmente, se

hacían distinciones de edad y sexo. Los Córvidos, lirones, lagartos y culebras eran las especies y grupos por los que menor recompensa se percibía. Incluso en algunas provincias no se primaba económicamente su captura (Tabla 2.5 y 2.6).

Tabla 2.5. Prima económica en pesetas percibida por los alimañeros, según la especie capturada, provincia y año. En el caso de que no se especifique clase de edad o sexo, en la tabla aparece como s.e. (sin especificar). El símbolo (-) indica las especies y grupos faunísticos sin retribución en la provincia correspondiente.

		Asturias	Badajoz	Ciudad Real	Guadalajara	León	Soria	Teruel	Toledo	
Especies y grupos faunísticos	Año Clases de edad	1958	1954	1954	1957	1961	1955	1958	1960	1955
Rapaces										
Aves de rapaña	Huevos	-	-	-	-	2	-	-	-	-
Águila real	s.e.	15	20	20	8	-	15	8	8	20
Águila	s.e.	10	-	-	-	16	-	-	-	-
	Huevos	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aguililla	s.e.	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aguilucho	s.e.	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Milano	s.e.	10	-	-	-	-	-	-	-	-
Aves iguales o mayores al milano	s.e.	-	4	4	4	10	8	4	4	4
	Huevos	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aves menores al milano	s.e.	-	3	3	2	5	3	2	2	3
	Huevos	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Búho	s.e.	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Búho real	s.e.	-	-	-	8	-	-	8	8	-
Córvidos										
Urraca, grajo, cuervo y chova	s.e.	7	-	-	-	-	-	-	-	-
	Adulto	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Huevos	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Urraca	s.e.	-	1	1	2	-	3	2	2	1
Grajo, cuervo y chova	s.e.	-	0,15	0,15	3	-	5	3	3	0,15

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

Tabla 2.5. (Continuación).

		Asturias	Badajoz	Ciudad Real	Guadalajara	León	Soria	Teruel	Toledo	
Especies y grupos faunísticos	Año	1958	1954	1954	1957	1961	1955	1958	1960	1955
	Clases de edad									
Carnívoros										
Comadreja	s.e.	-	15	15	-	-	-	4	-	15
Garduña	s.e.	-	15	15	-	20	-	-	4	15
	Cría	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gato montés	s.e.	20	4	-	-	20	-	4	4	4
	Adulto macho	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Adulto hembra	-	-	-	4	-	15	-	-	-
Gineta	Cría	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	s.e.	20	4	15	4	20	15	4	4	4
	Cría	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Lince	s.e.	-	-	15	-	-	-	-	-
	Adulto macho	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Adulto hembra	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lobo	Adulto macho	350	350	350	350	350	350	350	350	350
	Adulto hembra	500	500	500	500	500	500	500	500	500
	lobo de camada	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Cría	150	100	100	100	100	100	100	100	100
Tejón	s.e.	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Turón	s.e.	20	-	-	-	-	15	4	4	-
	Adulto macho	-	20	20	-	-	-	-	-	20
	Adulto hembra	-	30	30	-	-	-	-	-	30
	Cría	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabla 2.5. (Continuación).

		Asturias	Badajoz	Ciudad Real	Guadalajara	León	Soria	Teruel	Toledo	
Especies y grupos faunísticos	Año Clases de edad	1958	1954	1954	1957	1961	1955	1958	1960	1955
Carnívoros										
Zorro	Adulto macho	40	25	25	25	35	30	25	25	25
	Adulto hembra	50	35	35	35	50	30	35	35	35
	Cría	25	15	15	15	10	15	15	15	15
Cuadrúpedos menores	s.e.	20	-	-	-	-	-	-	-	-
Roedores										
Lirón	s.e.	-	-	-	1	-	-	1	1	-
Reptiles										
Culebra	s.e.	-	3	3	3	-	-	3	3	-
Lagarto	s.e.	-	-	-	1	-	-	1	1	-

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

Tabla 2.6. Puntos percibidos por los alimañeros según la especie capturada, provincia y año. En el caso de que no se especifique clase de edad o sexo, en la tabla aparece como s.e. (sin especificar). El símbolo (-) indica que no se pagaba primas por esas especies o grupos faunísticos en la provincia correspondiente.

		Asturias	Badajoz	Ciudad Real	Guadalajara	León	Soria	Teruel	Toledo	
Especies y grupos faunísticos	Año	1958	1954	1954	1957	1961	1955	1958	1960	1955
	Clases De edad									
Rapaces										
Aves de rapiña	Huevo	-	-	-	-	2	-	-	-	-
Águila real	s.e.	15	20	20	8	-	15	8	8	20
Águila	s.e.	10	-	-	-	16	-	-	-	-
	Huevo	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aguililla	s.e.	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aguilucho	s.e.	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Milano	s.e.	10	-	-	-	-	-	-	-	-
Aves iguales o mayores al milano	s.e.	-	4	4	4	10	8	4	4	4
	Huevo	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aves menores al milano	s.e.	-	3	3	2	5	3	2	2	3
	Huevo	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Búho	s.e.	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Búho real	s.e.	-	-	-	8	-	-	8	8	-
Córvidos										
Urraca, grajo, cuervo y chova	s.e.	7	-	-	-	-	-	-	-	-
	Adulto	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Huevo	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Urraca	s.e.	-	1	1	2	-	3	2	2	1
Grajo, cuervo y chova	s.e.	-	0,15	0,15	3	-	5	3	3	0,15
Carnívoros										
Comadreja	s.e.	-	15	15	-	-	-	4	-	15
Garduña	s.e.	-	15	15	-	20	-	-	4	15
	Cría	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabla 2.6. (Continuación).

		Asturias	Badajoz	Ciudad Real	Guadalajara	León	Soria	Teruel	Toledo	
Especies y grupos faunísticos	Año									
	Clases De edad	1958	1954	1954	1957	1961	1955	1958	1960	1955
Carnívoros										
Gato montés	s.e.	20	4	-	-	20	-	4	4	4
	Adulto macho	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Adulto hembra	-	-	-	4	-	15	-	-	-
	Cría	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gineta	s.e.	20	4	15	4	20	15	4	4	4
	Cría	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lince	s.e.	-	-	15	-	-	-	-	-	-
	Adulto macho	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Adulto hembra	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lobo	Adulto macho	350	350	350	350	350	350	350	350	350
	Adulto hembra	500	500	500	500	500	500	500	500	500
	Lobo de camada	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Cría	150	100	100	100	100	100	100	100	100
Tejón	s.e.	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	s.e.	20	-	-	-	-	15	4	4	-
Turón	Adulto macho	-	20	20	-	-	-	-	-	20
	Adulto hembra	-	30	30	-	-	-	-	-	30
	Cría	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	s.e.	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zorro	Adulto macho	40	25	25	25	35	30	25	25	25
	Adulto hembra	50	35	35	35	50	30	35	35	35
	Cría	25	15	15	15	10	15	15	15	15
Cuadrúpedos menores s.e.		20	-	-	-	-	-	-	-	-
Roedores										
Lirón	s.e.	-	-	-	1	-	-	1	1	-
Reptiles										
Culebra	s.e.	-	3	3	3	-	-	3	3	-
Lagarto	s.e.	-	-	-	1	-	-	1	1	-

2.1.6.1.2.2.9 Indemnizaciones por daños a la ganadería

En el D 1953 de creación de las *JPEADyPC* aparece entre sus fines indemnizar los daños ocasionados por los depredadores. En el caso concreto del oso, en la *Orden de 30 de Octubre de 1952*, por la que se veda su caza temporalmente se hace referencia concreta a la posibilidad de indemnizar los daños que la especie pudiera ocasionar.

En los reglamentos de las *JPEADyPC* se cuantifican los puntos que suponen las pérdidas ganaderas, variando las indemnizaciones en función del tipo de ganado y de su edad. Según la disponibilidad de fondos, al final de cada año se asignaba a cada punto una cuantía en pesetas. El ganado caballar o mular de edad comprendida entre 2 y 20 años era por el que se recibía una indemnización mayor (250 puntos en Badajoz y Ciudad Real), mientras que las pérdidas de ganado lanar y caprino eran las menor retribuidas (Tabla 2.7).

No aparecen en esta tabla las indemnizaciones por daños a la ganadería en las provincias de Guadalajara, León y Teruel al no estar recogidas en sus correspondientes Reglamentos.

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

Tabla 2.7. Puntos asignados por cada clase de ganado y de edad para las indemnizaciones provinciales por pérdidas ocasionadas por depredadores. El símbolo (-) indica que no se pagaba indemnizaciones por ese tipo de ganado en la provincia correspondiente.

Clases de ganado	Clase de edad	Asturias	Badajoz	Ciudad Real	Jaén	Soria	Toledo
Lanar	menos de 1 año	1	15	10	1	1	10
	más de 1 año	1,5	10	15	1,5	1,5	15
Porcino	menos de 6 meses	1	10	10	1	-	10
	de 6 - 12 meses	2	20	20	2	-	20
	más de 1 año	5	50	50	5	-	50
Vacuno	menos de 6 meses	5	50	50	5	6,5	70
	de 6 - 12 meses	7,5	75	75	7,5	10	70
	de 12 - 18 meses	10	100	100	10	13	100
	de 18 - 24 meses	12,5	125	125	12,5	20	125
	más de 2 años	15	150	150	15	-	150
Caballar o mular	menos de 6 meses	7,5	75	75	7,5	4,5	75
	de 6 - 12 meses	10	100	100	10	6	100
	de 12 - 18 meses	15	150	150	15	9,5	150
	de 18 - 24 meses	20	200	200	20	12	200
	más de 2 años	-	-	-	25	15	-
	de 2 - 20 años	25,2	250	250	25	-	250
	más de 20 años	7,5	75	75	7,5	-	75
Asnal	menos de 6 meses	2,5	25	25	2,5	2	25
	de 6 - 12 meses	5	50	50	5	4	50
	de 1 - 2 años	7	70	70	7	6	70
	más de 2 años	-	-	-	10	9	-
	de 2 - 14 años	10	100	100	-	-	100
	más de 14 años	2,5	25	25	2,5	-	25
Caprino	menos de 1 año	1	-	10	1	1	10
	más de 1 año	1,5	-	15	1,5	1,5	15

2.1.6.1.2.3 Disolución de las JPEADyPC

En general, se desconoce hasta qué año se mantuvieron activas las *JPEADyPC*. No obstante, entre la documentación de algunas Juntas, se han localizado actas que atestiguan el fin de su actividad. Por ejemplo, se tiene constancia documental de la disolución de la *JPEADyPC* de Salamanca en el año 1961 (Apéndice 2.22).

Por otro lado, se han consultado documentos que, de forma indirecta informan del fin de la actividad de las Juntas. El 23 de julio de 1964 el ingeniero jefe del Distrito Forestal de Jaén envió al Jefe del *SNPFyC* el Proyecto de reforma del Reglamento por el que se regía la correspondiente *JPEADyPC* de dicha provincia. La respuesta del Jefe del *SNPFyC* instaba a posponer la reforma, pues los datos provisionales de un estudio sobre las *alimañas* preveían cambios en la política de control de estas especies. En esta carta, con fecha de 26 de junio de 1966, se hacía referencia a la necesidad de sustituir “la idea de extinción por otra más progresiva encaminada a conseguir un deseable equilibrio biológico” (Apéndice 2.23)

Además, en el proyecto de reforma del Reglamento, el ingeniero jefe del distrito forestal de Jaén ponía de manifiesto la preocupación por la protección de las especies de caza en el propio ejercicio de la actividad cinegética, lo que consideraba también una función de la propia Junta. En este documento se denunciaban los excesos cometidos en algunas monterías al organizarse de forma simultánea y en terrenos aledaños a otras, de manera que “imposibilitan la natural defensa de las especies que se trata de cazar... con evidente riesgo de conseguir la extinción de interesantes especies” (haciendo referencia a las especies cinegéticas de caza mayor). En dicha propuesta se articula un apartado completo encaminado a la protección de la caza. Así para la caza menor se proponía la posibilidad de declarar zonas vedadas “para la caza menor de algunas de las especies cuya disminución pueda entrañar extinción definitiva, o se encuentren en período de repoblación cinegética”. En lo referente a la caza se establecía la necesidad de pedir autorización previa para la celebración de monterías a la *JPEADyPC*, bajo multa de 10.000 Pts. Además, se proponía que fuera obligatoria la presencia de un miembro de dicha Junta durante las monterías para que vele por el cumplimiento de la normativa cinegética. Otra medida propuesta para asegurar la protección de las especies de caza mayor es la prohibición de cazar a menos de 2.000 m de la linde cuando se celebre una montería en la finca colindante, bajo multa de 5.000 a 10.000 Pts.

2.1.6.2 Análisis cuantitativos de los expedientes de captura de depredadores

Los resultados que se exponen de aquí en adelante corresponden a los datos de captura de *animales dañinos* en las provincias que se enumeran a continuación:

- Periodo de 1854 a 1860: Badajoz, Castellón, Ciudad Real, Córdoba, Cuenca, Granada, Guadalajara, Huelva, Jaén, La Coruña, León, Lérica, Logroño, Lugo, Madrid, Málaga, Murcia, Navarra, Orense, Pontevedra, Santander, Segovia, Sevilla, Tarragona, Teruel, Valencia, Valladolid y Zaragoza.
- Periodo de 1908 a 1924: Cáceres.
- Periodo de 1944 a 1969: Asturias, Ávila, Badajoz, Cáceres, Ciudad Real, Córdoba, Cuenca, Granada, Guadalajara, Huesca, Jaén, Palencia, Salamanca, Santander, Soria, Teruel, Toledo y Zamora.

Se constata que la lista de animales a controlar aumenta del primer al tercer periodo. En este último, se incorporan los Córvidos, Reptiles y Roedores. Por otro lado, es de destacar que en el periodo de 1944 a 1969 no aparecen registros de captura de oso (Tabla 2.8).

Entre las rapaces (periodo de 1944 a 1969), las especies de las que se ha registrado un mayor número de capturas han sido el alcotán, aves menores al milano y águilas. Estos datos incluyen tanto las capturas de adultos como las de crías y huevos.

Entre los Carnívoros el zorro es la especie que registra mayor número de capturas en todos los periodos. En el periodo 1854 - 1860, la segunda especie que registra más capturas es el lobo, mientras que entre 1944 y 1969 es la comadreja, seguida de la gineta y el gato montés. Por otro lado, resalta la captura de 2.410 lobos durante el periodo de 1944 - 1969 (Tabla 2.8).

Procede aclarar que aparecen numerosos registros genéricos, como aves de rapiña, aves iguales o mayores al milano, aves menores al milano, cuadrúpedos menores o reptiles, que no es posible asignar a ninguna especie concreta.

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

Tabla 2.8. Número de capturas de especies y grupos faunísticos que aparecen en los registros de captura para los diferentes periodos de estudio. El símbolo (-) indica que no se registraron capturas.

Especie o grupos faunísticos	1854 - 1860	1908 - 1924	1944 - 1969
Rapaces			
Aves de rapaña	3.647	161	566
Aves iguales o mayores al milano	-	-	6.750
Aves menores al milano	-	-	11.884
Águila	10	83	9.369
Águila real	-	2	532
Aguililla	-	-	97
Aguilucho	-	-	3.463
Alcotán	-	2	16.738
Búho	-	10	691
Búho real	-	-	324
Buitre	-	-	65
Cárabo	-	-	1
Cernícalo	-	51	-
Gavilán	-	1	1.085
Halcón	8	-	56
Lechuza	-	14	-
Milano	-	162	7.862
Carnívoros			
Cuadrúpedos menores	1.471	-	1.347
Comadreja	-	-	11.25-
Garduña	3.300	41	299
Gato montés	1.800	163	4.425
Gineta	-	33	4.767
Lince	12	45	153
Lobo	8.838	230	2.410
Marta	-	-	1
Nutria	-	-	133
Oso	16	-	-
Tejón	627	1	1.768
Turón	104	61	3.951
Zorro	47.046	1.710	66.632

Tabla 2.8. (Continuación).

Especie o grupos faunísticos	1854 - 1860	1908 - 1924	1944 - 1969
Córvidos			
Urraca, grajo, cuervo y chova	-	-	633.682
Reptiles			
Culebra	-	-	31.865
Lagarto	-	-	51.304
Víbora	-	-	95
Reptil	-	-	2.489
Roedores			
Lirón	-	-	22.436

Durante el periodo 1854 - 1860 se registró mayor proporción de capturas de lobos machos que de hembras (ratio de sexo = 2,68). Sin embargo, esta ratio es próxima a 1 para los otros dos periodos. En el caso del zorro, hay registrado el doble de capturas de hembras que de machos (Tabla 2.9).

Tabla 2.9. Ratio de sexo del total de capturas registradas para diferentes especies de Carnívoros durante los tres periodos de estudio. Entre paréntesis aparece el número total de capturas sobre la que se cálculo la ratio de sexos. El símbolo (-) indica que no había registros desagregados de capturas por sexo.

Especies	1854 - 1860		1908 - 1924		1944 - 1969	
Gato montés	-	-	-	-	1,14	(383)
Gineta	-	-	0,50	(3)	-	-
Lince	-	-	-	-	0,66	(108)
Lobo	2,68	(2.467)	1,10	(88)	1,05	(1.093)
Oso	0,33	(8)	-	-	-	-
Turón	-	-	-	-	0,65	(786)
Zorro	0,57	(13.782)	0,43	(1.347)	0,67	(34.586)

Para el periodo 1854 - 1860 sólo se ha podido calcular la ratio de edad para algunos Carnívoros. En los casos del lobo y del oso, se han registrado aproximadamente 7 capturas de crías por cada 10 de adultos. Esta proporción es mucho menor para el caso del zorro,

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

habiéndose registrado por cada 100 capturas de adultos 3 correspondientes a crías. En el caso de la ratio de edad para el lobo, se iguala el número de captura de adultos con el de crías para los periodos segundo y tercero. Para el periodo de 1944 a 1969, la ratio de edad es alta para las capturas registradas de Aves, como el alcotán, el aguilucho y los Córvidos, pues se recogían tanto los huevos como las crías (Tabla 2.10).

Tabla 2.10. Ratio de edad del total de las capturas registradas para diferentes especies o grupos faunísticos durante los tres periodos de estudio. Entre paréntesis aparece el número total de capturas sobre la que se cálculo la ratio de edad. El símbolo (-) indica que no había registros desagregados de capturas por grupos de edad.

Especie o grupos faunísticos	1854 – 1860		1908 - 1924		1944 – 1969	
Rapaces						
Águila	-	-	0,20	(83)	0,41	(7.248)
Águila real	-	-	-	-	0,23	(87)
Aguilucho	-	-	-	-	5,14	(3.207)
Alcotán	-	-	-	-	11,64	(14.261)
Aves de rapiña	-	-	0,20	(159)	-	-
Aves iguales o mayores al milano	-	-	-	-	0,12	(3.705)
Aves menores al milano	-	-	-	-	0,06	(5.452)
Búho	-	-	0,67	(10)	0,06	(181)
Gavilán	-	-	-	-	3,68	(725)
Milano	-	-	1,12	(161)	-	-
Carnívoros						
Lince	-	-	0,02	(45)	-	-
Lobo	0,71	(4.466)	1,21	(230)	1,18	(2.403)
Nutria	-	-	-	-	0,18	(33)
Tejon	-	-	-	-	0,06	(1.068)
Oso	0,75	(14)	-	-	-	-
Zorro	0,03	(14.138)	0,24	(1.710)	0,10	(61.037)
Córvidos						
Urraca, grajo, cuervo y chova	-	-	-	-	4,17	(456.093)

Por otra parte, el porcentaje de capturas de rapaces, respecto al total de capturas de rapaces y Carnívoros, aumenta también del primer al tercer periodo (Figura 2.5). Durante el

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

periodo 1854 - 1860 el porcentaje de captura de rapaces fue de 5,48%, en el periodo de 1908 a 1924 de 17,55% y en el de 1944 a 1969, de 37,98%.

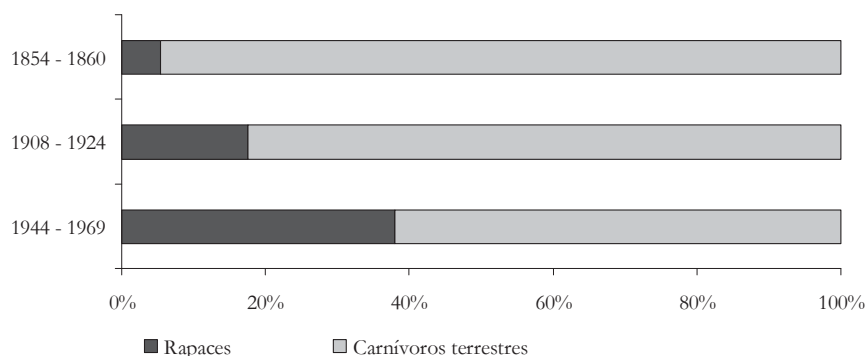


Figura 2.5. Proporción de capturas de rapaces y Carnívoros para los tres periodos de estudio: 1854 a 1860, 1908 a 1924 y 1944 a 1969.

En la Tabla 2.11 se muestra, aumento en la proporción de capturas de rapaces entre 1854 - 1860 y 1944 - 1969 de 3.665 a 59.483 (aproximadamente 16 veces más elevado el último periodo que el primero). Además, las rapaces pasan de capturarse en 5 provincias en el primer periodo a 17 provincias en el último. Por otro lado, los grupos de Córvidos, Reptiles y Roedores se incorporan a las especies diana en el último periodo considerado. Los datos correspondientes al periodo 1908 - 1924 no son comparables respecto a los otros dos periodos porque se refieren sólo a la provincia de Cáceres.

Para el periodo 1854 a 1860, los registros de capturas de Carnívoros machos son aproximadamente el doble que los de hembras. En la misma proporción, son más frecuentes los registros de crías que de adultos (Tabla 2.12). Por el contrario, para el periodo de 1944 a 1969, la proporción de capturas de ambos sexos se acerca más a uno (0,79) y la de edad se invierte, siendo más numerosos los registros de adultos.

Para el periodo de 1944 a 1969, la ratio de edad de las capturas de rapaces es cercana a uno (0,84), mientras que para los Córvidos las capturas de crías y huevos es mucho mayor que la de individuos adultos (Tabla 2.12).

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

Tabla 2.11. Número de capturas de diferentes grupos faunísticos considerados dañinos, para los periodos de estudio de 1854 a 1860 y de 1944 a 1969. N es el número de provincias a las que se corresponden las capturas registradas.

Periodo	Grupo animal	Nº de capturas	Suma	Mínimo	Máximo	N
1854 – 1860	Rapaces	Total	3.665	6	3.624	5
	Carnívoros	Total	54.872	268	5.585	23
		Crías	1.957	0	431	23
		Adultos	13.048	0	2.910	23
		Hembras Adultas	8.336	0	2.507	23
		Machos adultos	4.574	0	1.865	23
1944 - 1969	Rapaces	Total	59.483	5	22.861	17
		Huevos	3.045	0	2.846	17
		Crías	19.240	0	18.679	17
		Adultos	15.743	0	9.216	17
	Carnívoros	Total	97.136	22	24.763	18
		Crías	6.874	0	1.526	18
		Adultos	59.573	1	9.924	18
		Hembras Adultas	21.942	0	3.889	18
		Machos adultos	15.018	0	3.645	18
	Córvidos	Total	633.682	3	373.624	15
		Huevos	37.558	0	23.464	15
		Crías	370.349	0	366.120	15
		Adultos	88.915	0	51.028	15
	Reptiles	Total	85.753	4	73.072	7
	Roedores	Total	22.436	22.436	22.436	1

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

Tabla 2.12. Valor medio, y correspondiente desviación estándar (DE), de las ratios de sexos y edades de las capturas de diferentes grupos faunísticos considerados dañinos, para los periodos de estudio de 1854 a 1860 y de 1944 a 1969. N es el número de provincias a las que se corresponden las capturas registradas.

Periodos	Grupo animal	Ratio	Media	DE	N
1854 – 1860	Carnívoros	Sexo	2,24	5,09	11
		Edad	2,22	4,19	13
1944 – 1969	Rapaces	Edad	0,84	1,66	8
	Carnívoros	Sexo	0,79	0,56	17
		Edad	0,27	0,69	18
	Córvidos	Edad	5,84	15,93	10

2.1.6.3 Análisis espacial de las capturas de depredadores a escala provincial

2.1.6.3.1 Periodo 1854 – 1860

Para el periodo 1854 - 1860, se han obtenido datos de captura de depredadores para 28 de las 47 provincias de la España peninsular.

2.1.6.3.1.1 Carnívoros

Son más numerosos los registros de capturas de Carnívoros, siendo las provincias de Madrid (5.585), Jaén (5.209) y Badajoz (5.091) las que alcanzan mayor número de individuos apresados (Figura 2.6a). La ratio de sexos es alta para Navarra (17,50), en torno a uno para la provincia de Huelva (1,12) y alcanza los valores más bajos para las provincias de Córdoba (0,07) y Murcia (0,26) (Figura 2.6b). El ratio de edades de las capturas es más bajo en provincias de la mitad sur peninsular: Valencia (0,01), Sevilla (0,03) y Murcia (0,08), y más alto en la mitad norte: Zaragoza (15,19), Teruel (5,09) y Valladolid (2,07). La ratio de edades es cercana a uno en la provincia de Navarra (1,16) (Figura 2.6c).

Lobo

Para este periodo, el mayor número de capturas de lobo se registra para las provincias de: Badajoz (1.319), Jaén (836) y Córdoba (801) (Figura 2.7a). En general, los valores de ratio de sexos son mayores que uno. Destaca Navarra donde el ratio es de 18 machos por cada hembra capturada. En las provincias de Huelva (1,12) y Ciudad Real (0,85) el número de machos y hembras capturados es equiparable (Figura 2.7b). La proporción de capturas de lobos adultos es mayor que la de crías en las provincias de la mitad sur peninsular: Sevilla (0,01), Valencia (0,67) y Córdoba (0,69). Por el contrario, las provincias de Aragón: Zaragoza (15,19) y Teruel (5,09), son las que tienen valores más altos del ratio de edades de las capturas de lobo (Figura 2.7c).

Zorro

Las provincias de Jaén (4.091) y Madrid (3.962) son las que registran mayor número de capturas de zorro (Figura 2.8a). El menor valor del ratio de sexos es para la provincia de Murcia, 24 machos por 100 hembras capturadas (Figura 2.8b). En la provincia de Sevilla los valores se invierten, habiéndose registrado 173 capturas de machos por cada 100 hembras.

Sólo se dispone de datos desagregados por grupos de edad para las provincias de Murcia (0,05) y Sevilla (0,02); para ambas la proporción de capturas de adultos es ligeramente mayor que la de crías de zorro (Figura 2.8c).

Otras especies de Carnívoros

Las capturas de garduñas se concentran en la mitad norte peninsular: 890 en Valladolid, 566 en Segovia y 539 en Pontevedra (Figura 2.9a). En el caso del gato montés, el 55,67% de los animales capturados se localiza al este de la Península: Valencia (514) y Castellón (488) (Figura 2.9b). El 59,28% de las capturas de tejones corresponde a Pontevedra (348). Las provincias de Huelva (104) y Segovia (99) agrupan casi el resto de las capturas de esta especie (Figura 2.9c).

Durante el periodo 1854 a 1860 cabe destacar la captura de algunas especies emblemáticas como 12 lince en la provincia de Málaga, de 14 osos (6 hembras adultas, 2 machos adultos y 6 crías) en Cantabria y 2 (no se especifica grupo de edad o sexo) en Navarra. También merece la pena destacar la captura de 102 turones en Pontevedra.

2.1.6.3.1.2 Rapaces

La provincia donde mayor número de rapaces se capturó fue Navarra, con 3.624 ejemplares de distintas especies (Figura 2.10). A escala de la Península Ibérica no se especifican las especies capturadas salvo 10 águilas en la provincia de Málaga y 8 halcones en Pontevedra.

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

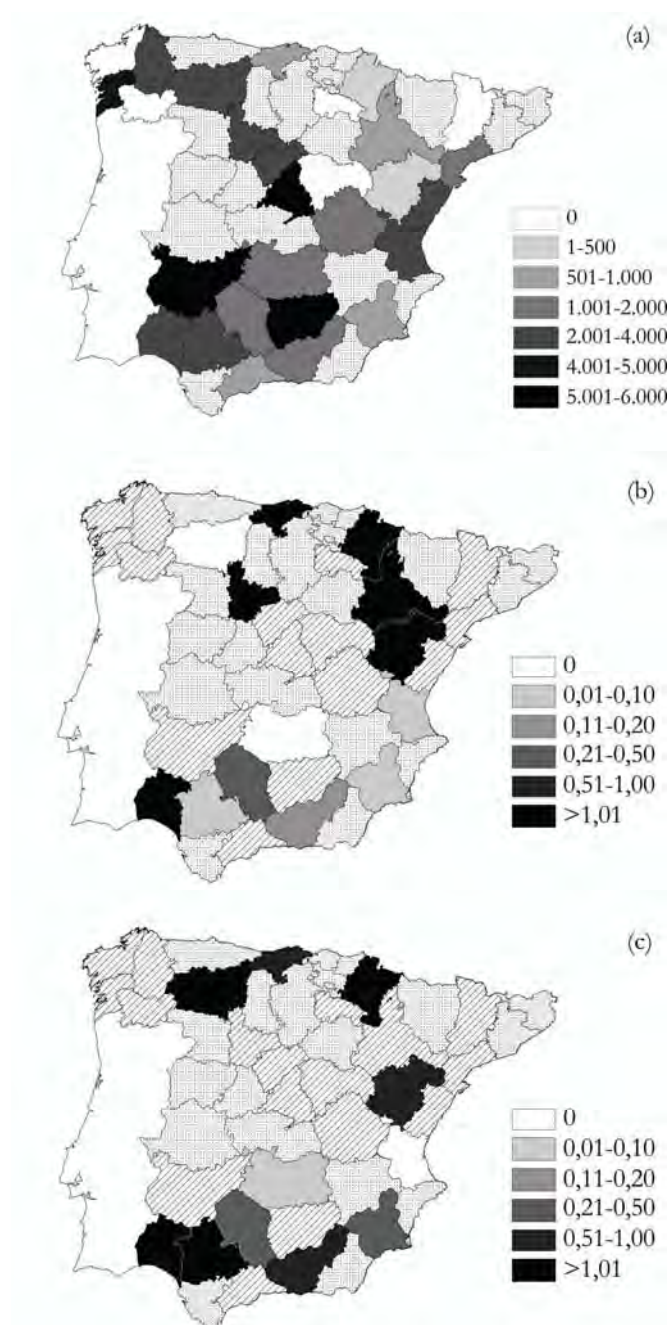


Figura 2.6. Capturas de Carnívoros durante el período 1854 a 1860: (a) número total de capturas, (b) ratio de sexos y (c) ratio de edades para España peninsular a escala provincial. Se han representado con trama de puntos las provincias para las que no había datos y con la trama de líneas oblicuas aquellas que carecían de datos por grupos de sexo y edad.

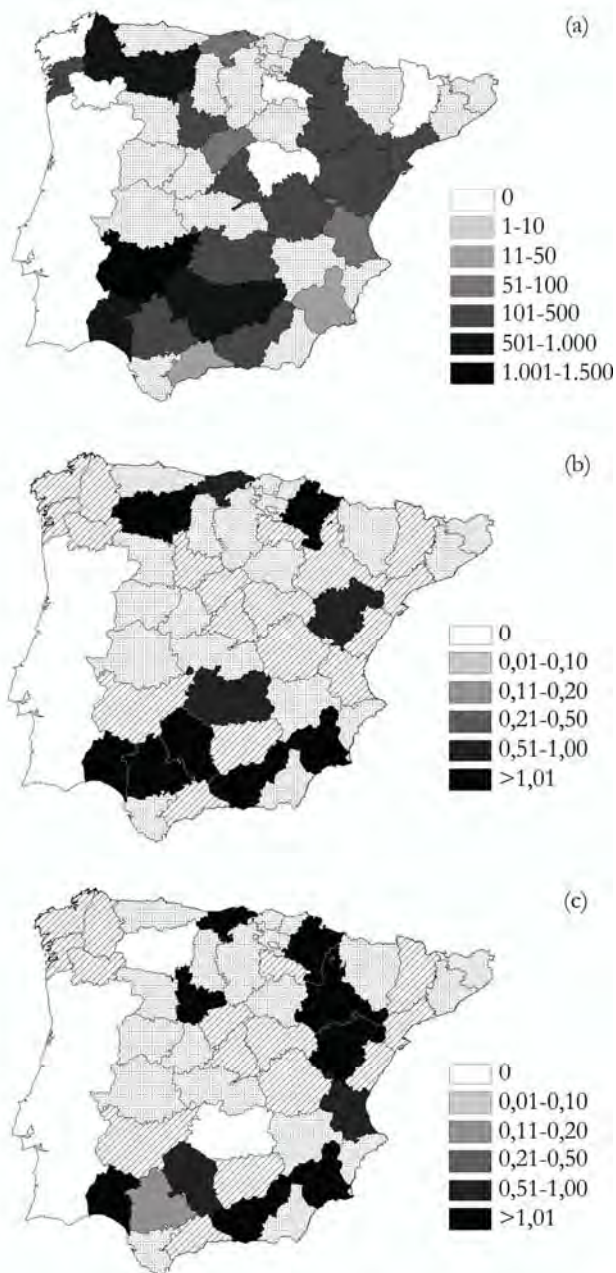


Figura 2.7. Capturas de lobo durante el periodo 1854 a 1860: (a) número total de capturas, (b) ratio de sexos y (c) ratio de edades, para España peninsular a escala provincial. Se han representado con trama de puntos las provincias para las que no había datos y con la trama de líneas oblicuas aquellas que carecían de datos por grupos de sexo y edad.

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

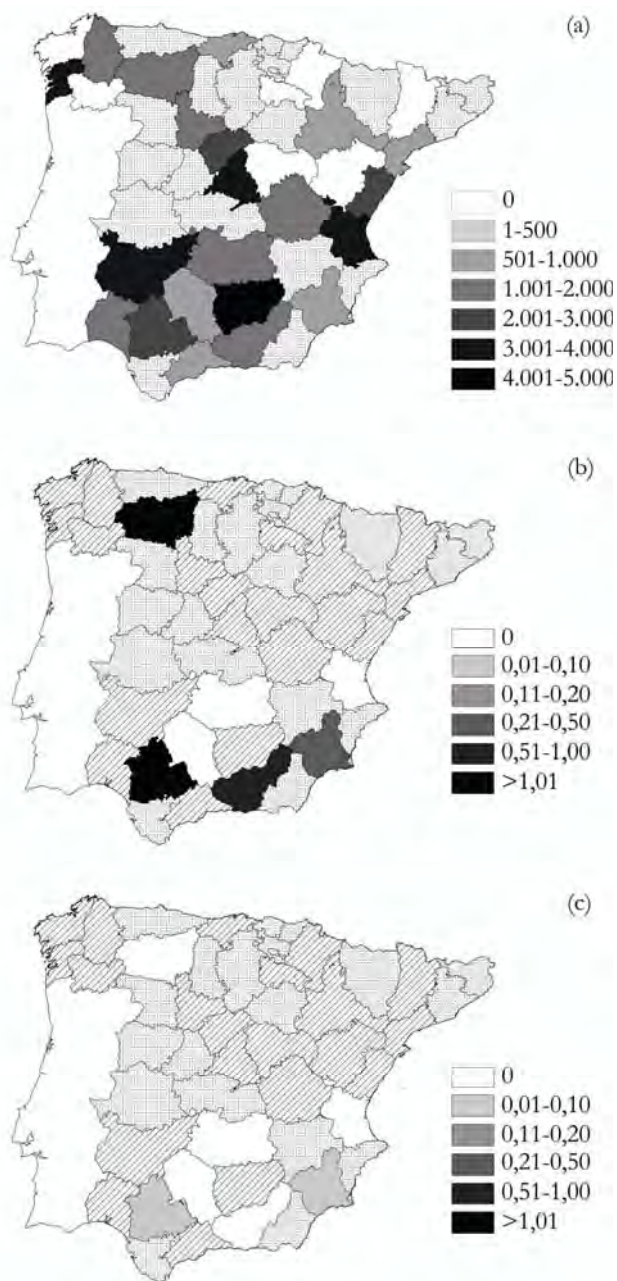


Figura 2.8. Capturas de zorro durante el periodo 1854 a 1860: (a) número total de capturas, (b) ratio de sexos y (c) ratio de edades, para España peninsular a escala provincial. Se han representado con trama de puntos las provincias para las que no había datos y con la trama de líneas oblicuas aquellas que carecían de datos por grupos de sexo y edad.

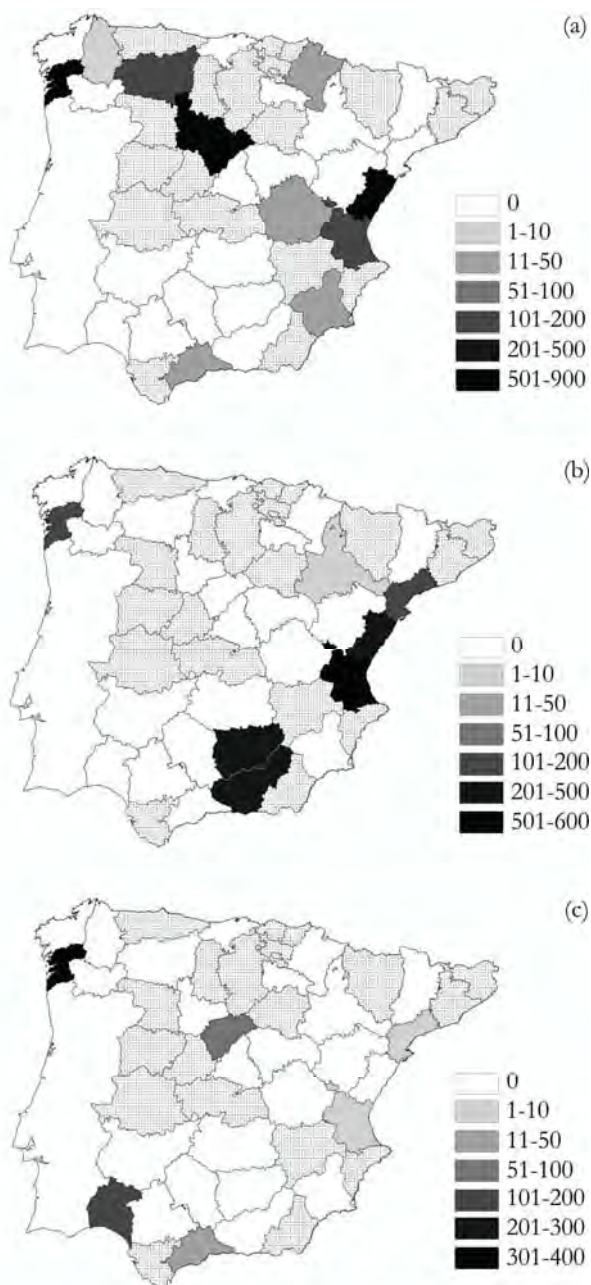


Figura 2.9. Capturas de diferentes Carnívoros durante el periodo 1854 a 1860: (a) garduña, (b) gato montés y (c) tejón, para España peninsular a escala provincial. Se han representado con trama de puntos las provincias para las que no había datos.

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España



Figura 2.10. Capturas provinciales de rapaces durante el periodo 1854 a 1860. Se han representado con trama de puntos las provincias que carecían de datos.

2.1.6.3.2 Periodo 1944 - 1969

Para el periodo 1944 - 1969 se han obtenido datos de captura de depredadores para 18 provincias españolas.

2.1.6.3.2.1 Carnívoros

El mayor número de capturas registradas de Carnívoros corresponde a la provincia de Guadalajara (24.763), seguida de las provincias de Soria (11.631) y Salamanca (11.095), lo que supone 48,89% de las capturas totales analizadas (Guadalajara: 25,49%; Soria: 11,97%; y Salamanca: 11,42%) (Figura 2.11a). En general, los valores de la ratio de sexos son cercanos a uno, aunque la provincia de Soria alcanza una ratio de 2,33. La proporción de capturas de hembras es mayor en las provincias de Cuenca (0,38), Córdoba (0,43) y Cáceres (0,47). En Granada sólo se han registrado capturas de hembras (Figura 2.11b). La ratio de edades está por debajo de uno en todas las provincias, excepto en Huesca (3,00; N=4).

Para las provincias que registran mayor número de capturas, esto es, Guadalajara y Soria, la ratio es de 15 crías por 100 adultos (Figura 2.11c).

Lobo

Para el periodo de de 1944 a 1969, las capturas de lobo se concentran en tres provincias: Cantabria (795), Jaén (504) y Cáceres (380), acumulando el 69,67% de las capturas totales (Figura 2.12a). Para estas mismas provincias la ratio de sexos toma valores próximos a uno (ratio de sexo promedio para estas provincias 1,01), mientras que la ratio de edades tiene un promedio de 1,33. El valor máximo de la ratio de sexos se registra en Soria (2,33) y el mínimo en Córdoba (0,79). En el caso de la ratio de edades, el máximo se registra en Teruel (5,36) y el mínimo en Palencia (0,20) (Figura 2.12b y c).

Zorro

Son cuatro las provincias de la mitad norte de España que acumulan el 50,87% de las capturas de zorro registradas para el periodo de 1944 a 1969: Guadalajara (11.447), Soria (9.407), Santander (6.580) y Salamanca (6.461) (Figura 2.13a). Para estas mismas provincias la ratio de sexos toma un valor promedio de 0,09 y la de edad de 0,46. En Palencia se registra la ratio de sexos más elevada, 13 machos por cada 10 hembras (Figura 2.13b). El máximo de ratio de edades corresponde a la provincia de Toledo, 23 crías por cada 100 adultos (Figura 2.13c).

Otras especies de Carnívoros

Los mapas correspondientes a las capturas registradas de las especies de Carnívoros se recogen en la Figura 2.14.

- Comadreja. Se han registrado 11.250 capturas de comadreja, el 88,01% en la provincia de Guadalajara.
- Garduña. El 81,27% de las capturas de garduñas se refiere a datos de las provincias de: Granada (142) y Soria (101).
- Gato montés. De 4.425 capturas de gato montés, el 54,21% procede de Guadalajara (2.399), el 10,26% de Granada (454) y el 8,66% de Toledo (383).

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

- Ginetas. Para este periodo se ha contabilizado un total de 4.767 ginetas capturadas, el 50,74% en Salamanca (2.419) y el 23,20% en Granada (1.106).
- Lince. El 69,93% de las capturas de lince corresponden a Toledo (107). También es de destacar 19 individuos capturados en Córdoba y 16 en Ciudad Real.
- Marta. Durante este periodo se ha registrado la captura de una marta en la provincia de Salamanca, siendo el único registro conocido que se refiere concretamente a esta especie.
- Nutria. Se registran 133 nutrias capturadas, principalmente en Salamanca el 52,63% y en Granada el 44,36%.
- Tejón. El 60,80% de los tejones capturados procede de Soria, y prácticamente el resto de las capturas se divide entre dos provincias: el 17,93% en Guadalajara y el 14,93% en Salamanca.
- Turón. El 45,89% de las capturas de turón se sitúa en Salamanca (1.813); un porcentaje similar se reparte entre las provincias de Guadalajara (583), Ávila (548), Asturias (290) y Santander (255).

2.1.6.3.2.2 Rapaces

El 38,43% de las capturas de rapaces corresponde a la provincia de Soria (22.861) y el 28,88% a la provincia de Guadalajara (17.176), lo que supone más de la mitad de las capturas registradas para toda la España peninsular (Figura 2.15a). La proporción de crías es mayor que la de adultos en Soria (4,89) y al contrario sucede en Guadalajara (0,31) (Figura 2.15b).

En la Figura 2.16 se representan las capturas de las especies y grupos de rapaces que se enumeran a continuación:

- Aves mayores o iguales a milanos. La provincia de Guadalajara es la que registra mayor número de capturas para este grupo (2.382), seguida de Asturias (1.154). En ambos casos, las capturas de adultos superan a las de crías. Sólo en la provincia de Teruel la ratio de edades es mayor que uno (1,41).
- Aves menores al milano. El 71,70 % de las capturas de aves menores al milano pertenecen a registros de Guadalajara (8.521). El 10,41% de las capturas de este grupo se ha realizado en Granada y el 6,34% en Ávila.

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

- Águilas. Del grupo consignado como águilas, el 87,96% de las capturas pertenece a las provincias de Guadalajara (4.507) y Soria (3.734).
- Águila real. El 55,83% de las capturas de esta especie se ha efectuado en Castilla - La Mancha, principalmente en Toledo (167) y Cuenca (126). Las provincias de Andalucía que registran capturas de águila real acumulan el 28,38% del total de individuos abatidos.
- Aguilucho. Casi la totalidad de las capturas de aguiluchos, el 92,95%, se refiere a la provincia de Soria (3.219)
- Alcotán. Sólo cinco provincias especifican registros de captura de alcotán, el 85,27% de los cuales pertenecen a la provincia de Soria (14.272).
- Búho. El 96,82% de las capturas registradas como búho se refieren a datos de tan sólo tres provincias: Guadalajara (332), Teruel (181) y Granada (156).
- Gavilán. Las capturas de gavilán se refieren fundamentalmente a las realizadas en Soria, el 97,60% (1.059).
- Milano. De un total de 7.862 milanos capturados, el 53,41% correspondiente a Toledo. El resto de las capturas se reparte principalmente entre tres provincias: Santander (1.296), Guadalajara (1.110) y Jaén (998).

Otras especies de rapaces

Durante el periodo 1944 - 1969 se ha registrado la captura de las siguientes especies en las provincias que se especifican en la Tabla 2.13 (no se representan cartográficamente pues se refieren a unas pocas provincias).

Tabla 2.13. Número de capturas provinciales para el periodo 1944 - 1969, registradas tan sólo en una o dos provincias.

Especie o grupos faunísticos	Provincia	Nº de capturas
Águila calzada	Granada	97
Búho real	Guadalajara	324
Buitre	Cantabria	59
	Ciudad Real	6
Cárabo	Jaén	1
Halcón	Salamanca	17

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

2.1.6.3.2.3 Córvidos

Del mismo modo, las capturas de Córvidos son más abundantes en las provincias de Soria (373.624) y Guadalajara lo que supone el 58,96% y el 28,51% de las capturas registradas, respectivamente (Figura 2.17a). También, la proporción de crías es mayor a la de adultos capturados para Soria (51,02) y al contrario para Guadalajara (0,47) (Figura 2.17b).

2.1.6.3.2.4 Reptiles

La provincia de Guadalajara registra el mayor número de capturas de Reptiles con 73.072 individuos (Figura 2.18a), de los cuales 28.730 corresponden a culebras (Figura 2.18b) y 44.342 a lagartos (Figura 2.18c).

Aunque no se han representado cartográficamente, también se tiene constancia de la captura de 94 víboras en la provincia de Granada y 1 en Ciudad Real.

2.1.6.3.2.5 Roedores

Sólo se registran datos de capturas de Roedores para la provincia de Guadalajara, en concreto 22.436 lirones.

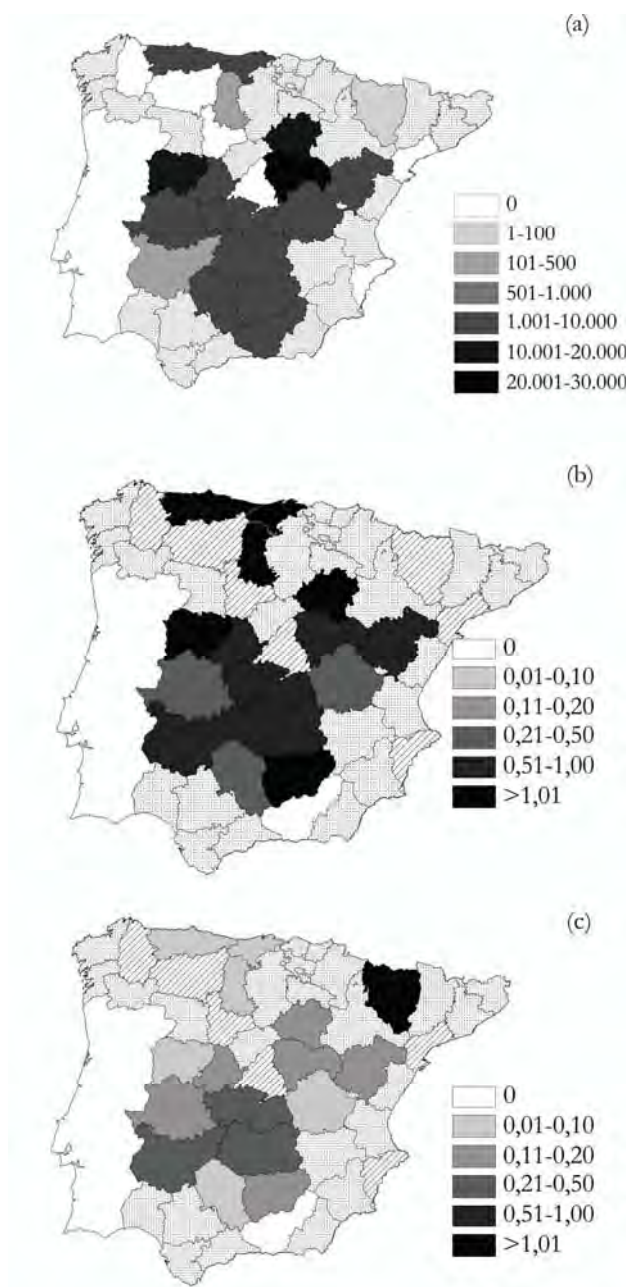


Figura 2.11. Capturas de Carnívoros durante el periodo de 1944 a 1969: (a) número total de capturas, (b) ratio de sexos y (c) ratio de edades, para España peninsular a escala provincial. Se han representado con trama de puntos las provincias sin datos y con trama de líneas oblicuas aquellas que carecían de información por grupos de sexos y edades.

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

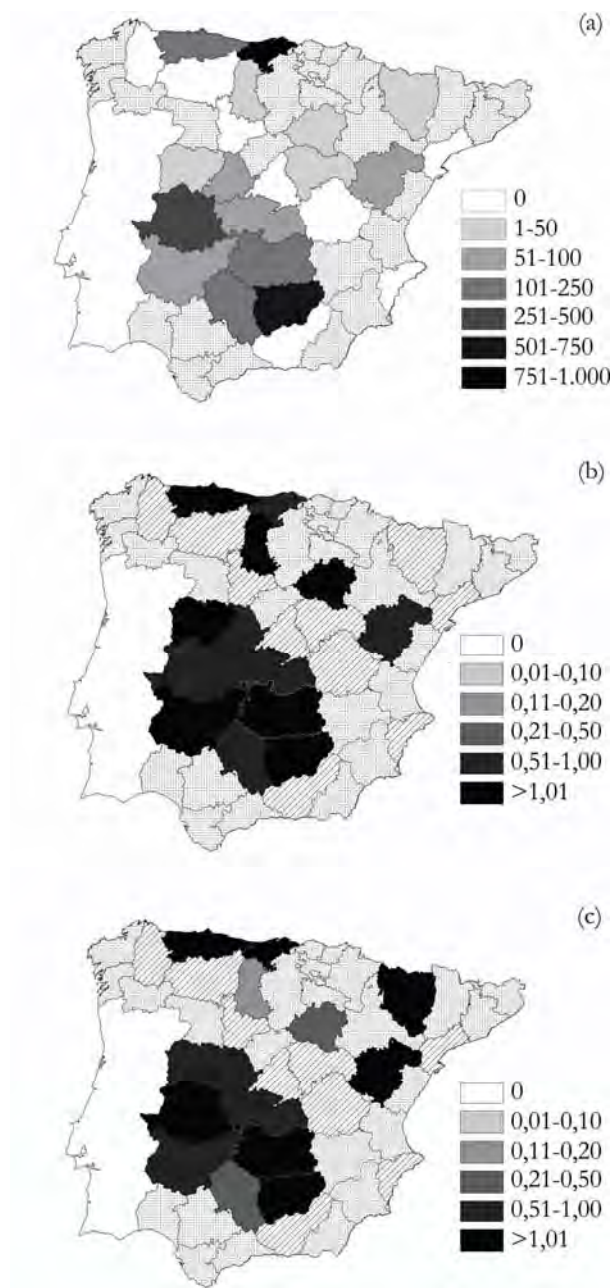


Figura 2.12. Capturas de lobo durante el periodo de 1944 a 1969: (a) número total de capturas, (b) ratio de sexos y (c) ratio de edades, para España peninsular a escala provincial. Se han representado con trama de puntos las provincias sin datos y con trama de líneas oblicuas aquellas que carecían de información por sexos y edades.

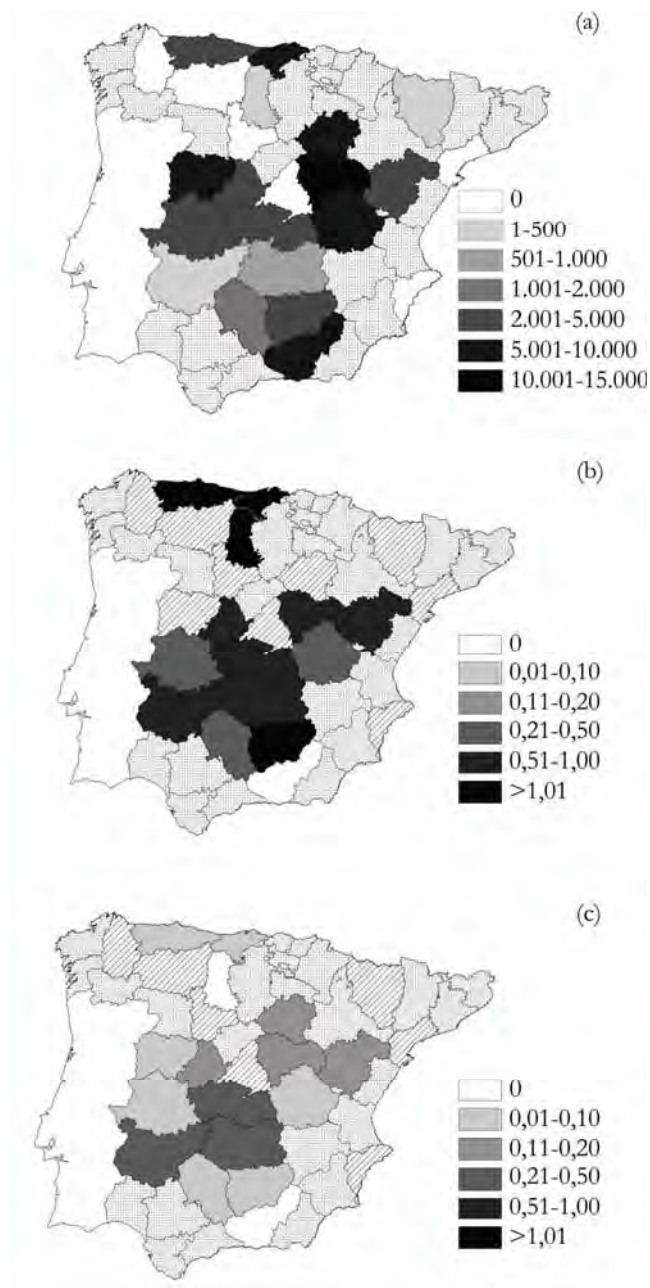


Figura 2.13. Capturas de zorro durante el periodo de 1944 a 1969: (a) número total de capturas, (b) ratio de sexos y (c) ratio de edades, para España peninsular a escala provincial. Se han representado con trama de puntos las provincias sin datos y con trama de líneas oblicuas aquellas que carecían de información por grupos de sexo y edad.

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

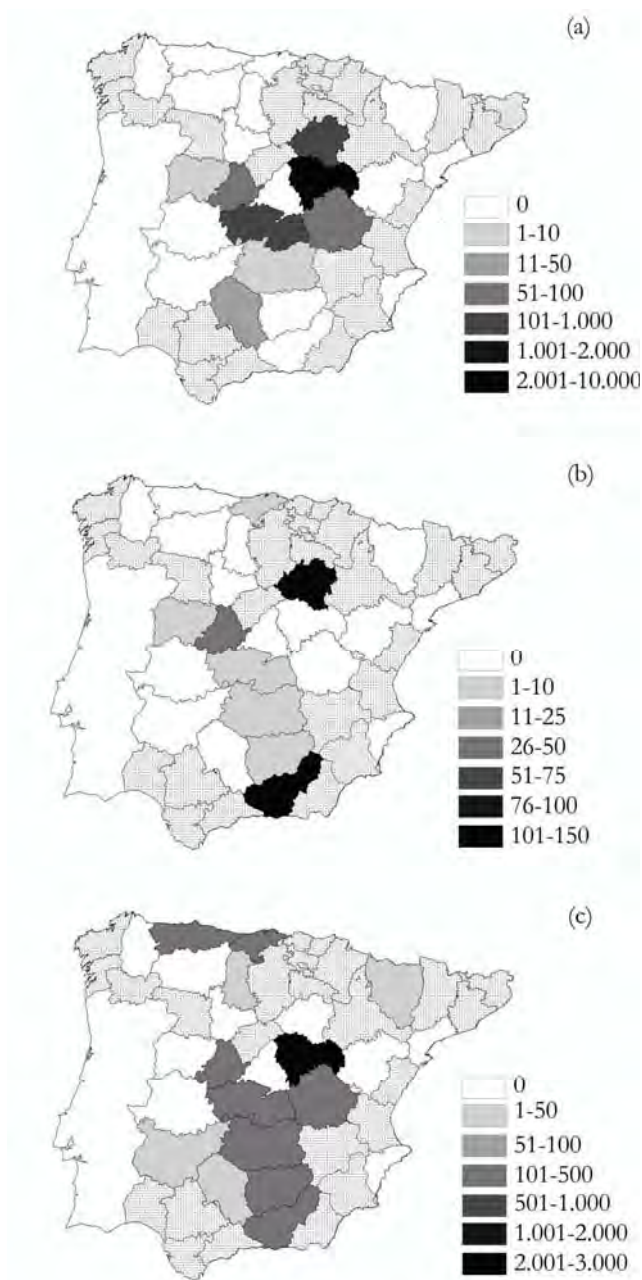


Figura 2.14. Capturas de diferentes especies de Carnívoros durante el periodo 1944 -1969: (a) comadreja, (b) garduña (c) gato montés, (d) gineta, (e) lince, (f) nutria, (g) tejón y (h) turón, a escala provincial. Se han representado con trama de puntos las provincias para las que no había datos.

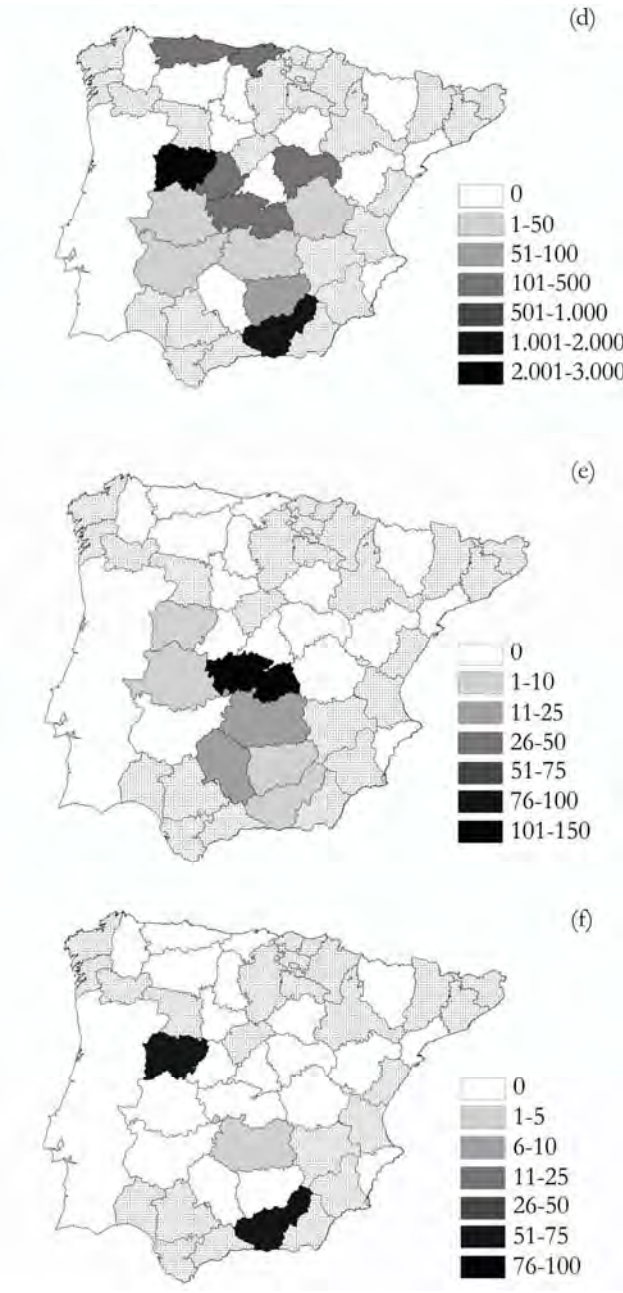


Figura 2.14. (Continuación).

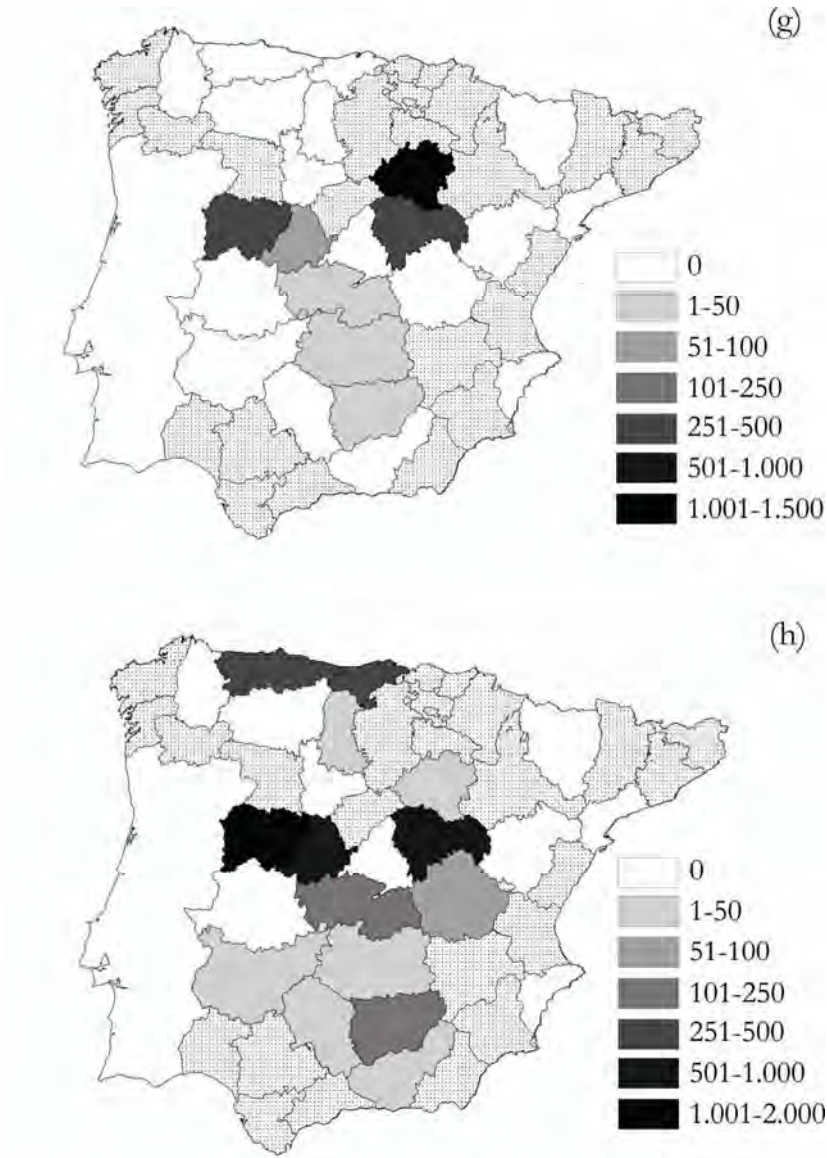


Figura 2.14. (Continuación).

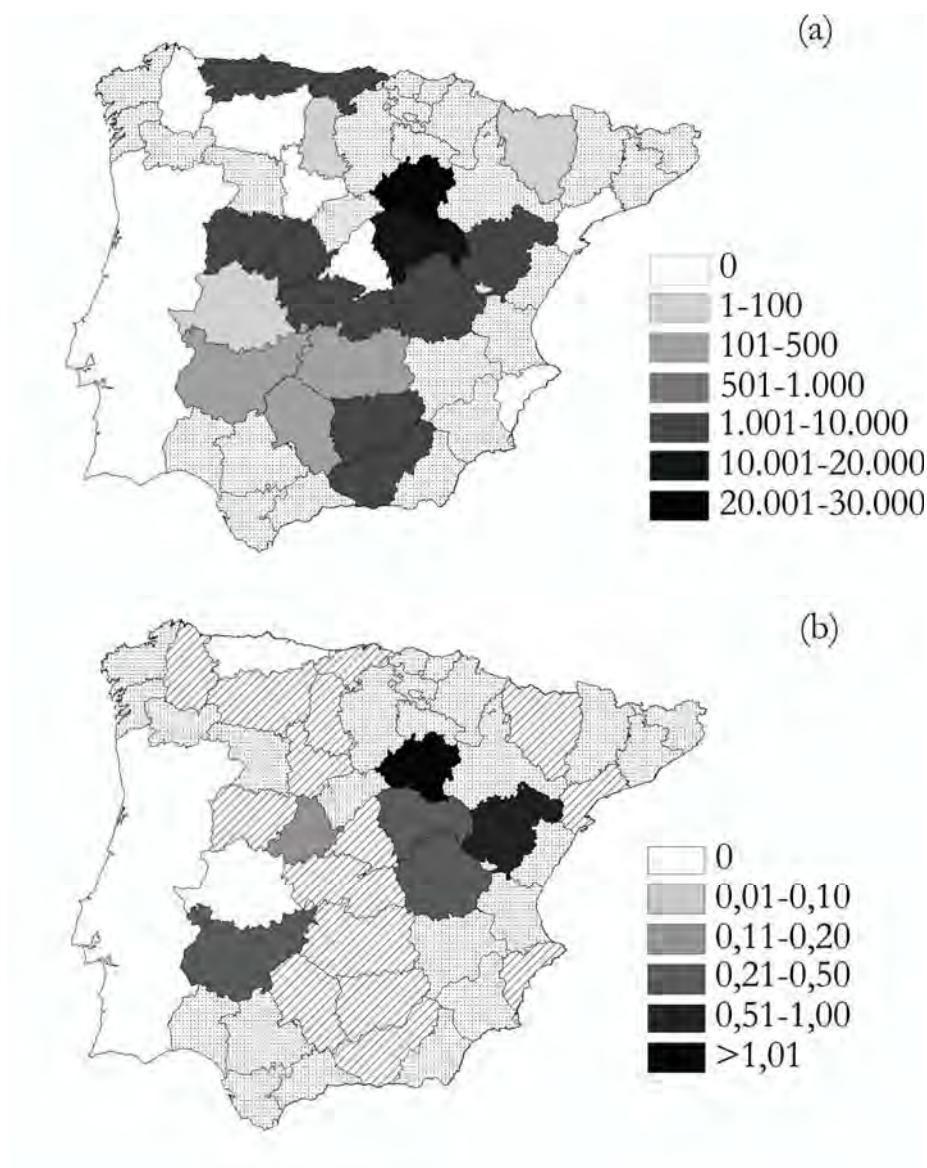


Figura 2.15. Capturas de rapaces durante el período 1944 - 1969: (a) número total de capturas y (b) ratio de edades de las capturas, para España peninsular a escala provincial. Se han representado con trama de puntos las provincias para las que no había datos y con trama de líneas oblicuas aquellas que carecían de datos por grupos de edad.

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

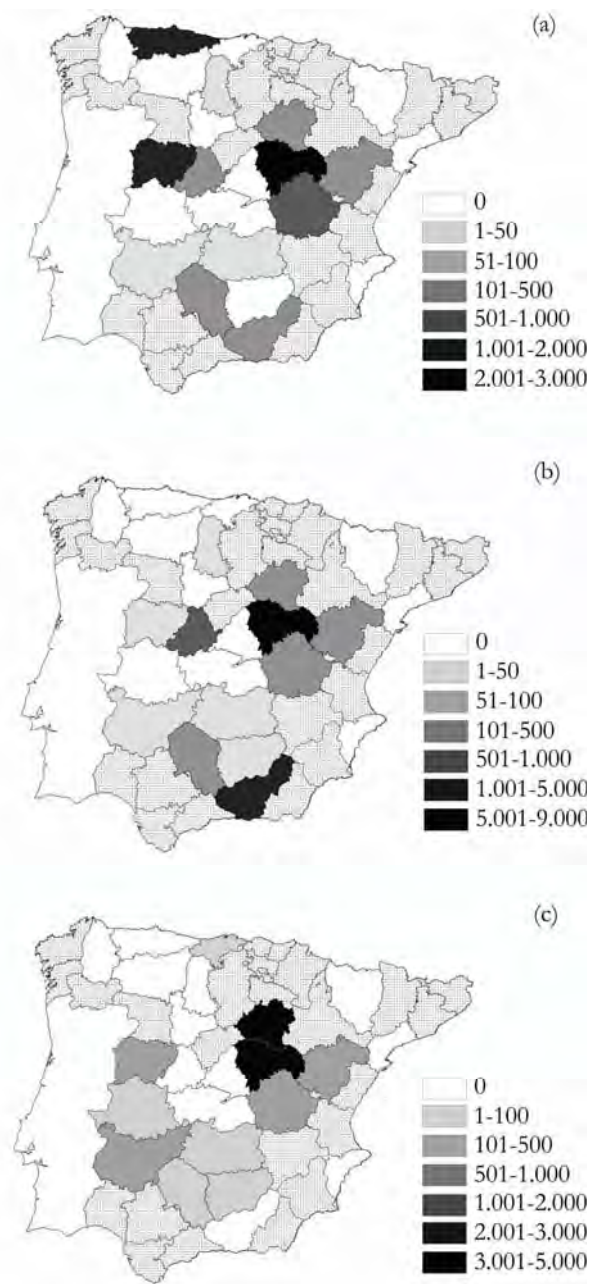


Figura 2.16. Capturas a escala provincial de diferentes especies y grupos de rapaces durante el periodo 1944 -1969: (a) aves mayores o iguales a milano, (b) aves menores al milano, (c) águilas, (d) águila real, (e) aguilucho, (f) alcotán, (g) búho, (h) gavián y (i) milano. Se han representado con trama de puntos las provincias para las que no había datos.

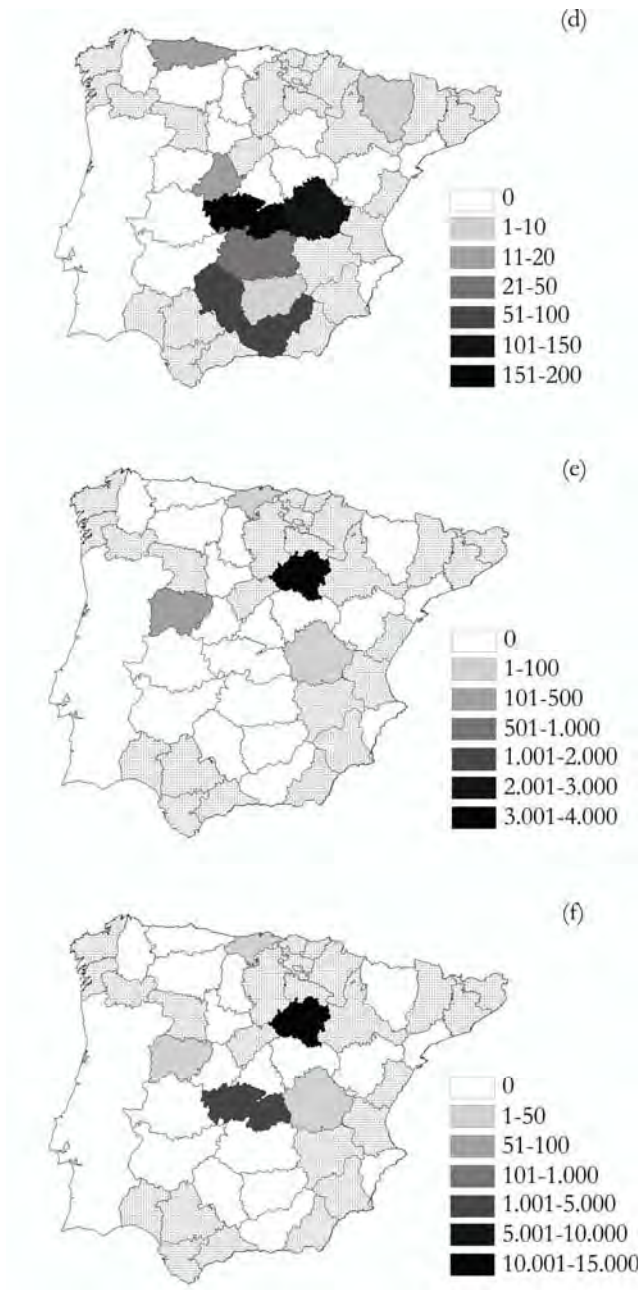


Figura 2.16. (Continuación).

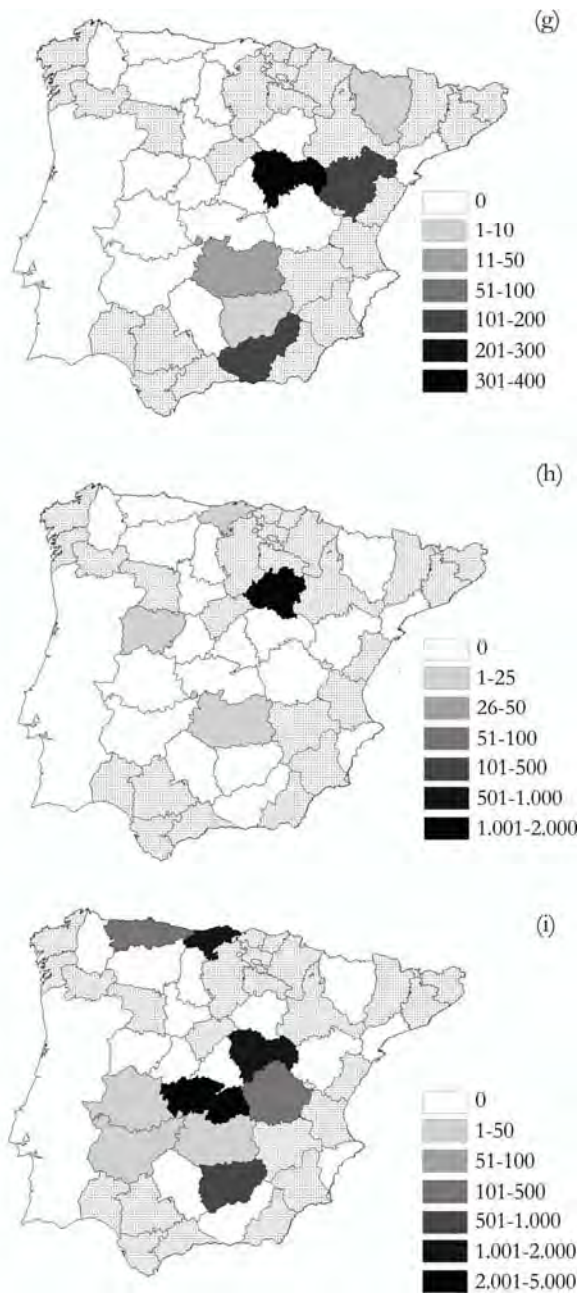


Figura 2.16. (Continuación)

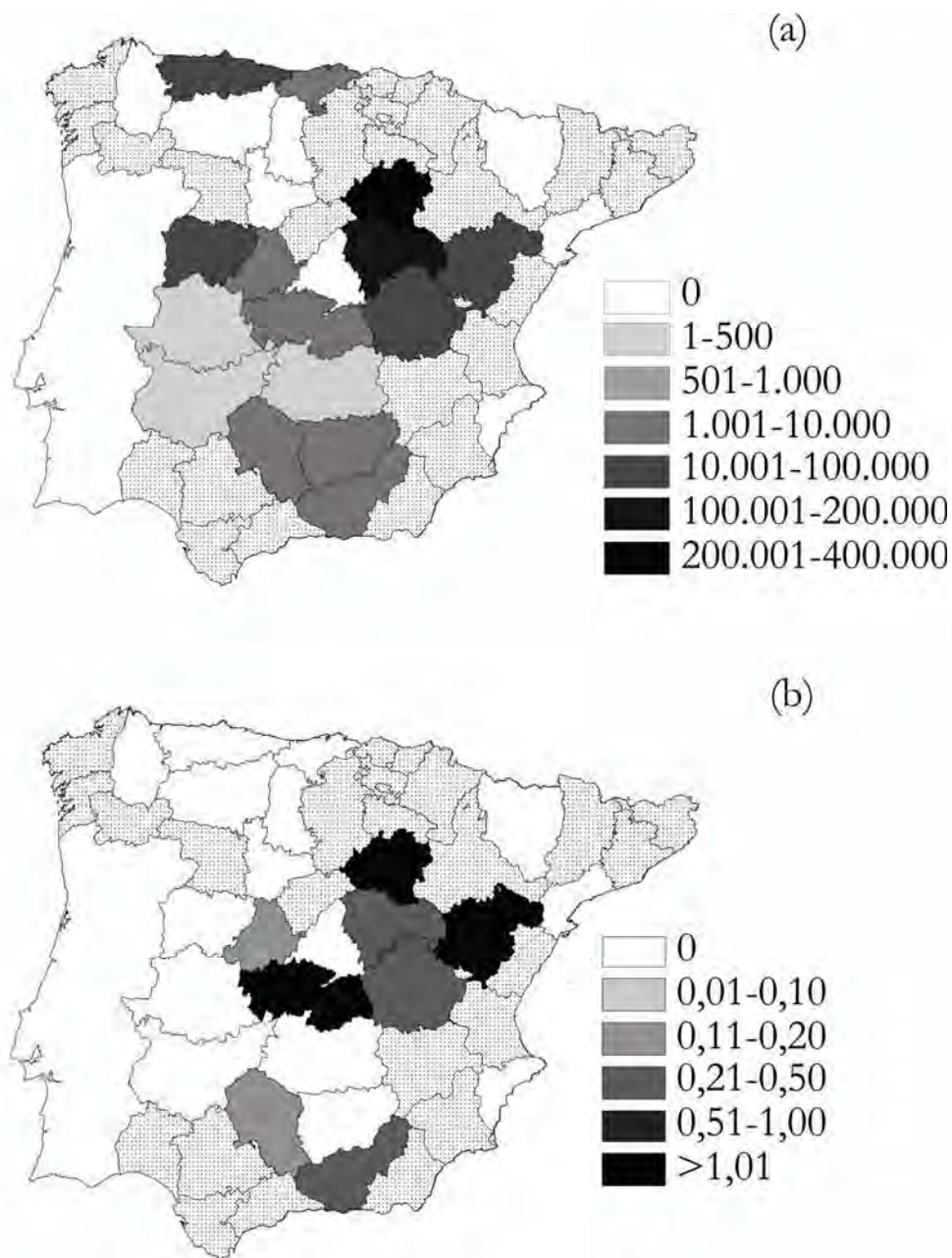


Figura 2.17. Capturas de Córvidos durante el periodo 1944 - 1969: (a) número total de capturas y (b) ratio de edades, a escala provincial. Se han representado con trama de puntos las provincias carentes de datos y con la trama de rayas las provincias sin datos desagrupados por sexo y edad.

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

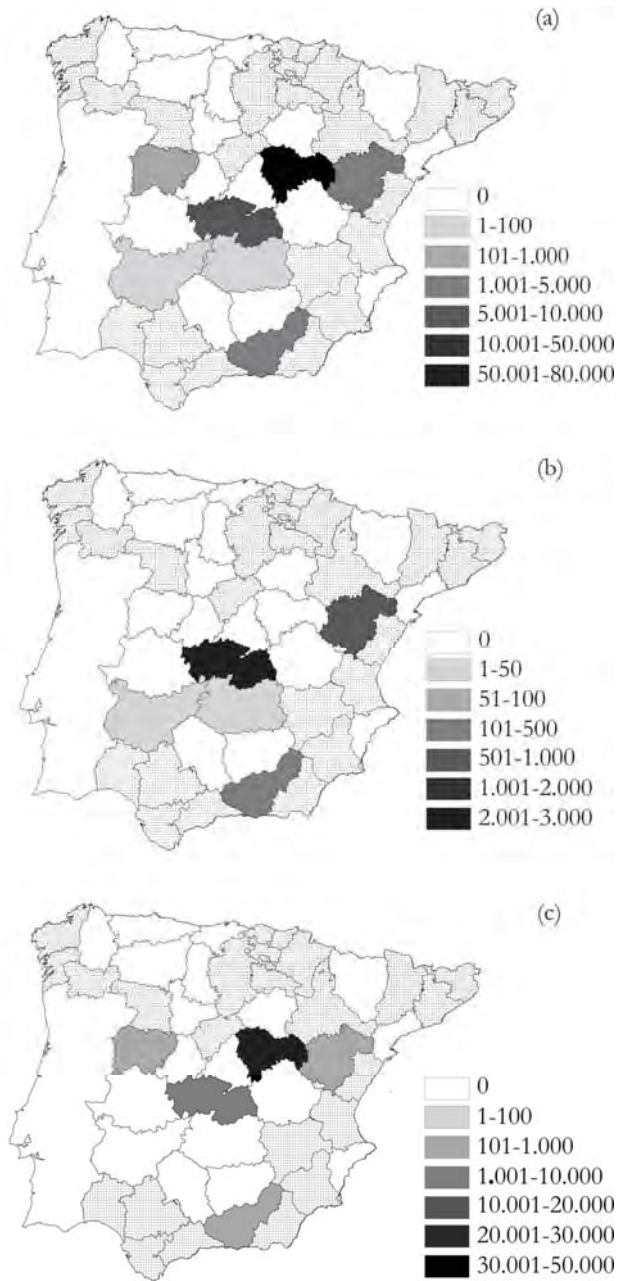


Figura 2.18. Capturas de Reptiles durante el periodo de 1944 a 1969: (a) número total de capturas de Reptiles, (b) culebras y (c) lagartos a escala provincial. Se ha representado con trama de puntos las provincias para las que no había datos.

2.1.6.4 Análisis temporal de las capturas de depredadores

2.1.6.4.1 Periodo 1908 - 1924

Los datos aquí expuestos corresponden únicamente a la provincia de Cáceres.

2.1.6.4.1.1 Carnívoros

Las cifras de Carnívoros capturados alcanzan el máximo en 1910 con 220 individuos. El valor promedio anual de capturas es de 134,35 ($DE = 56,99$), siendo negativa la tendencia del número de capturas para el periodo considerado ($\beta = -5,37$; $R^2 = 0,23$; $N=16$; $P < 0,01$) (Figura 2.19). En el año 1918 hay un aparente descenso de las capturas, registrándose tan sólo 29 individuos.

Lobo y zorro

Se han obtenido datos anuales de capturas de las especies lobo y zorro por grupos de sexo y edad. Las capturas de lobo alcanzan su máximo en el año 1912 con 28 individuos, y el 43,04% de las capturas se concentran entre 1909 y 1912. La serie de datos tiene un hueco en el año 1918 (Figura 2.20a). En el caso del zorro, el máximo de capturas corresponde al año 1910 con 175 individuos, mientras que el mínimo (19 individuos) se obtiene en 1918 (Figura 2.20b).

En el caso del zorro, el número de capturas de adultos durante el periodo estudiado es superior al de crías y el de machos más abundante que el de hembras (Figuras 2.20b y 2.21). En cambio, en el caso del lobo la tendencia es errática y hay periodos donde se invierte esta superioridad de capturas de adultos y machos (Figuras 2.20a y 2.21).

Otras especies de Carnívoros

Durante el periodo 1908 – 1924, hay disponibles datos anuales de capturas para las especies garduña, gato montés, gineta y lince, aunque son series bastante incompletas (Figura 2.22).

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España



Figura 2.19. Capturas anuales de Carnívoros durante el periodo comprendido entre 1908 y 1924.

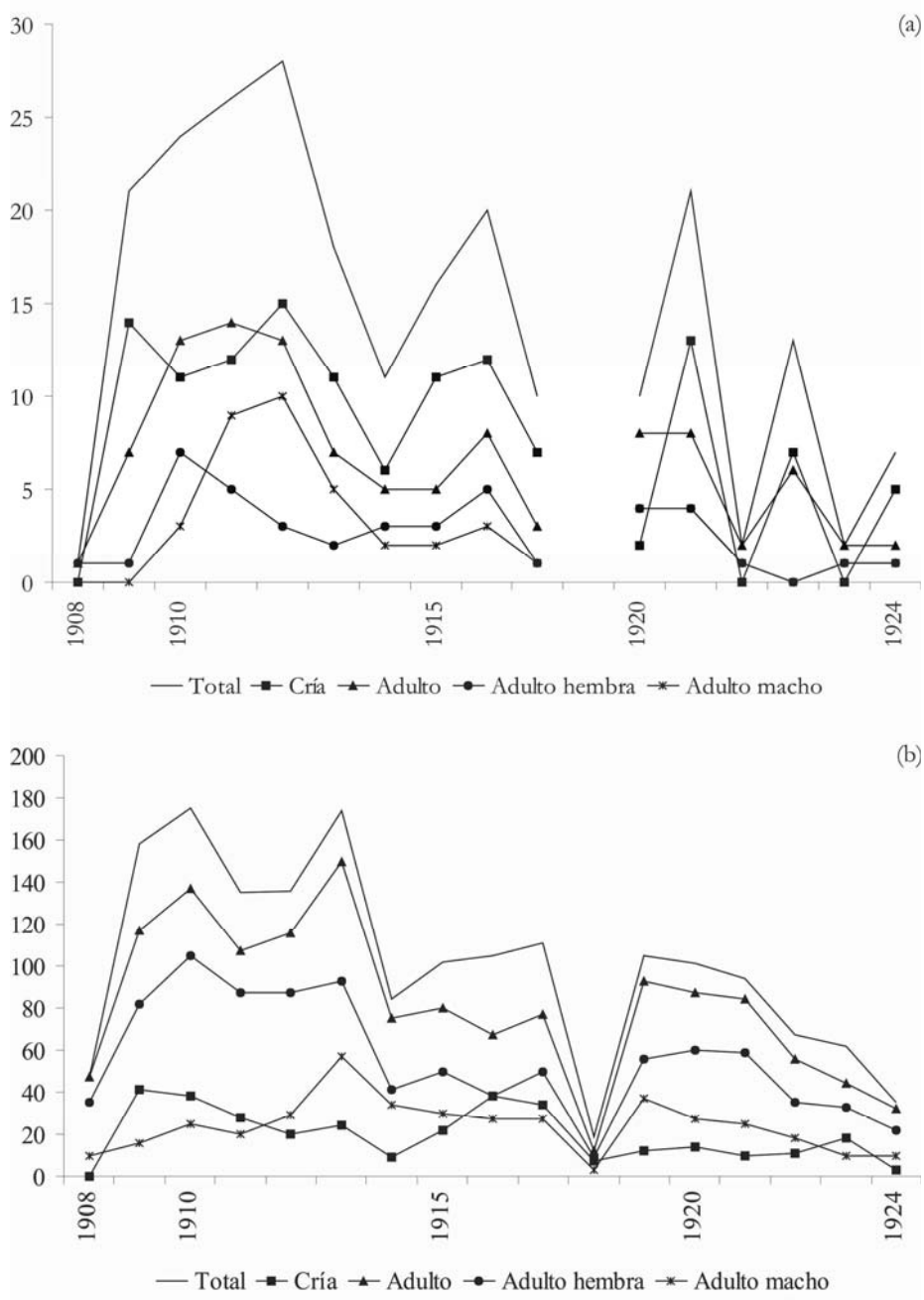


Figura 2.20. Capturas anuales de lobos (a) y zorros (b) durante el periodo comprendido entre 1908 y 1924. Se detalla el número de capturas de crías, adultos, adultos hembras y machos para ambas especies.

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

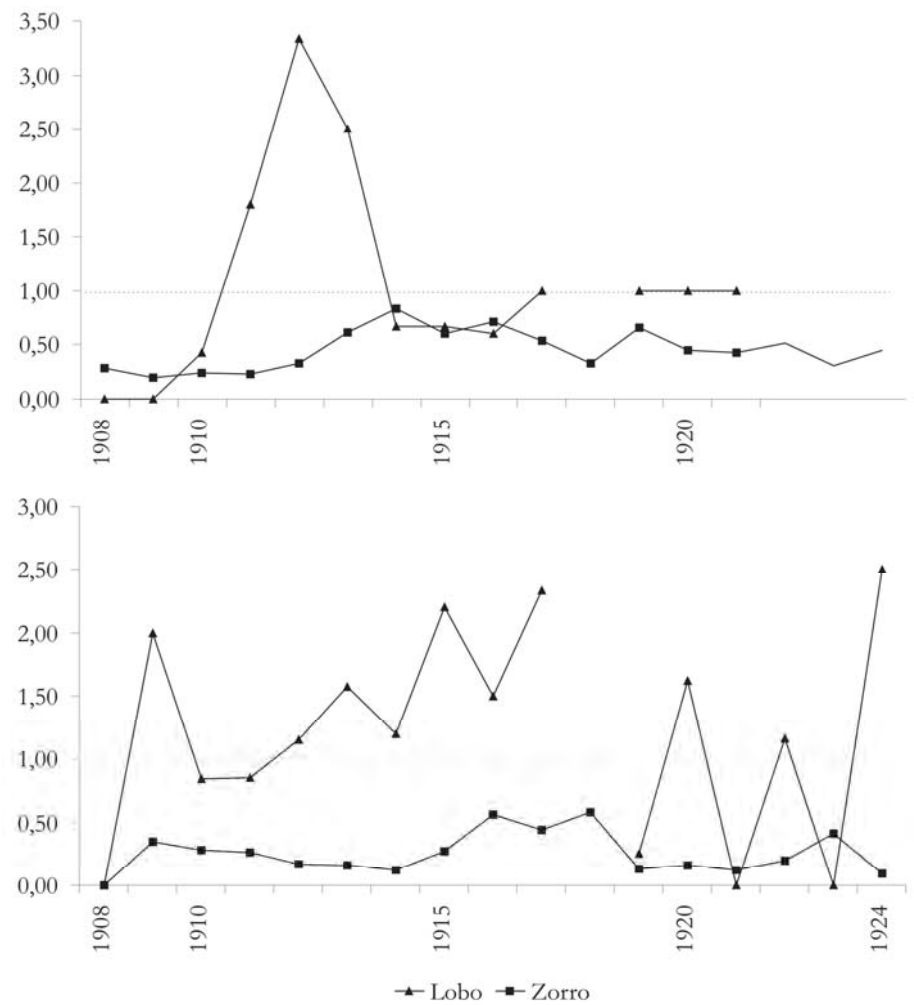


Figura 2.21. Ratios de sexos (a) y edades (b) de las capturas de lobos y zorros durante el periodo comprendido entre 1908 y 1924.

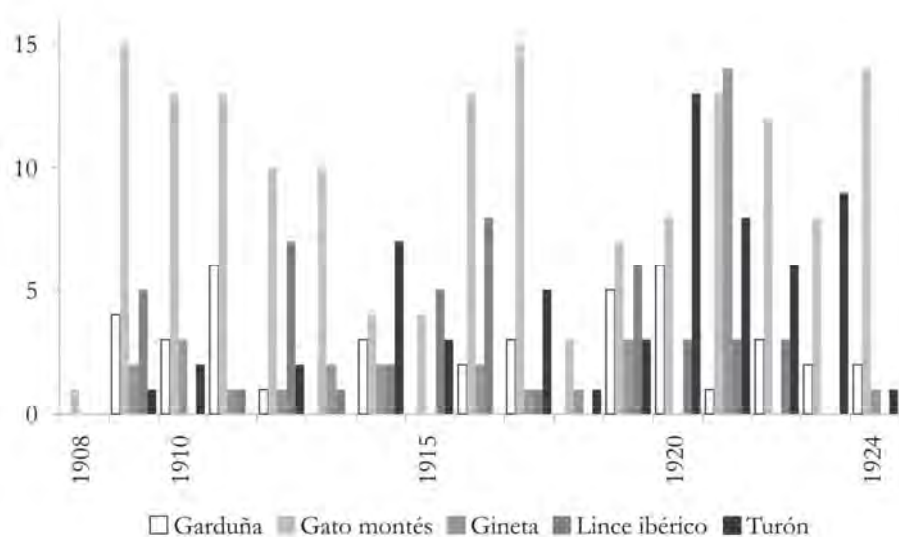


Figura 2.22. Capturas anuales de garduña, gato montés, gineta, lince y turón durante el periodo comprendido entre 1908 y 1924.

2.1.6.4.1.2 Rapaces

En los registros de rapaces capturadas, se alcanza el máximo en 1911 con 62 individuos. Exceptuando este pico y otro existente en 1920 de 44 individuos, las capturas se mantienen entre veinte y treinta individuos ($\bar{x} = 25,33$; $DE = 10,63$) (Figura 2.22). Durante este periodo, los datos no muestran una tendencia clara ($\beta = -0,97$; $R^2 = 0,12$; $P = 0,15$; $N = 17$).

Los registros por especie presentan series temporales bastante incompletas, excepto para el grupo de las águilas (Figura 2.23). Las capturas de águilas tienen un promedio anual de 5,33 individuos ($DE = 3,62$), con un máximo de 14 en 1909.

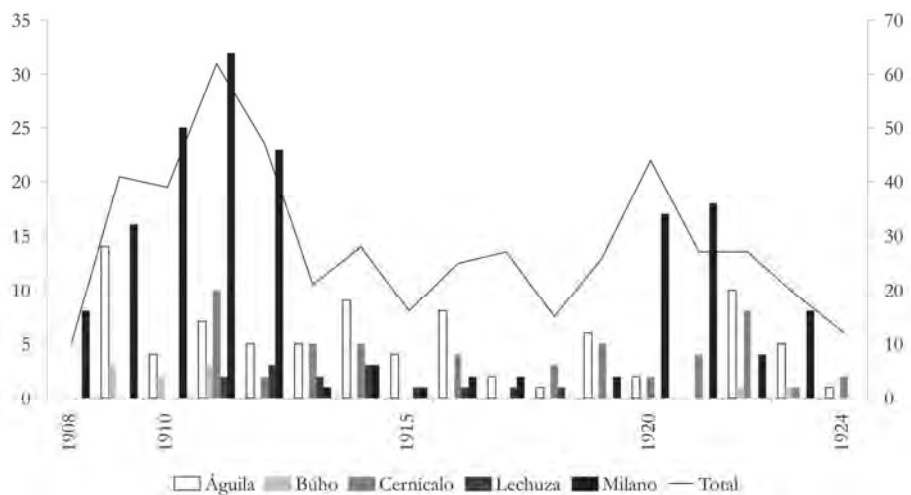


Figura 2.23. Capturas anuales del total de rapaces (eje de la derecha del gráfico) y de las especies: águila, búho, cernícalo y milano, durante el periodo comprendido entre 1908 y 1924.

2.1.6.4.2 Periodo 1944 - 1969

2.1.6.4.2.1 Carnívoros

Entre los años 1955 y 1966, el promedio de capturas anuales es de 6.751 individuos ($DE = 3.512,78$), mientras que en los 14 años restantes desciende el promedio a unos 1.150 ejemplares ($DE = 1.085,14$) (Figura 2.24). La tendencia del número de capturas de Carnívoros es positiva ($\beta = 676,90$; $R^2 = 0,68$; $N=17$; $P < 0,001$) desde el comienzo del periodo de estudio hasta que se alcanza el máximo de capturas en 1961 (11.762 individuos).

Lobo y zorro

Existe compilada información acerca de las capturas anuales de lobos y zorros por grupos de sexo y edad. Las capturas de lobo alcanzan su máximo en el año 1958 con 269 individuos. El 44,77% de las capturas durante este período se concentra entre 1955 y 1960 (Figuras 2.25a). El zorro alcanza el máximo registro de capturas en el año 1961 con un total de 8.829 individuos (Figuras 2.25b).

En el caso del lobo, la tendencia es errática. Durante determinados años, predomina la captura de adultos y machos, mientras que en otros sucede lo contrario (Figuras 2.26b).

En cambio, en el caso del zorro, el número de capturas de adultos durante el periodo estudiado es superior al de crías y el de capturas de machos por encima de las capturas de hembras (Figuras 2.26a y b).

Otros Carnívoros

En lo que se refiere al resto de Carnívoros, las series anuales de capturas son bastante incompletas excepto para gato montés, gineta y turón (Figura 2.27).

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

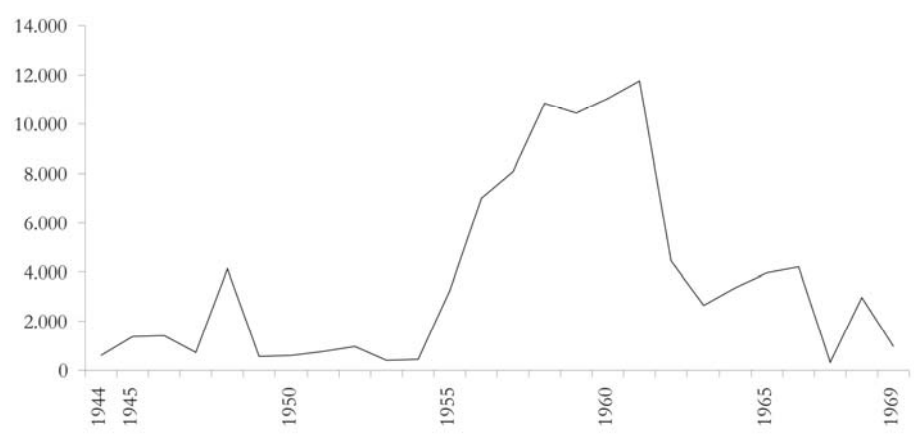


Figura 2.24. Capturas anuales de Carnívoros durante el periodo comprendido entre 1944 y 1969.

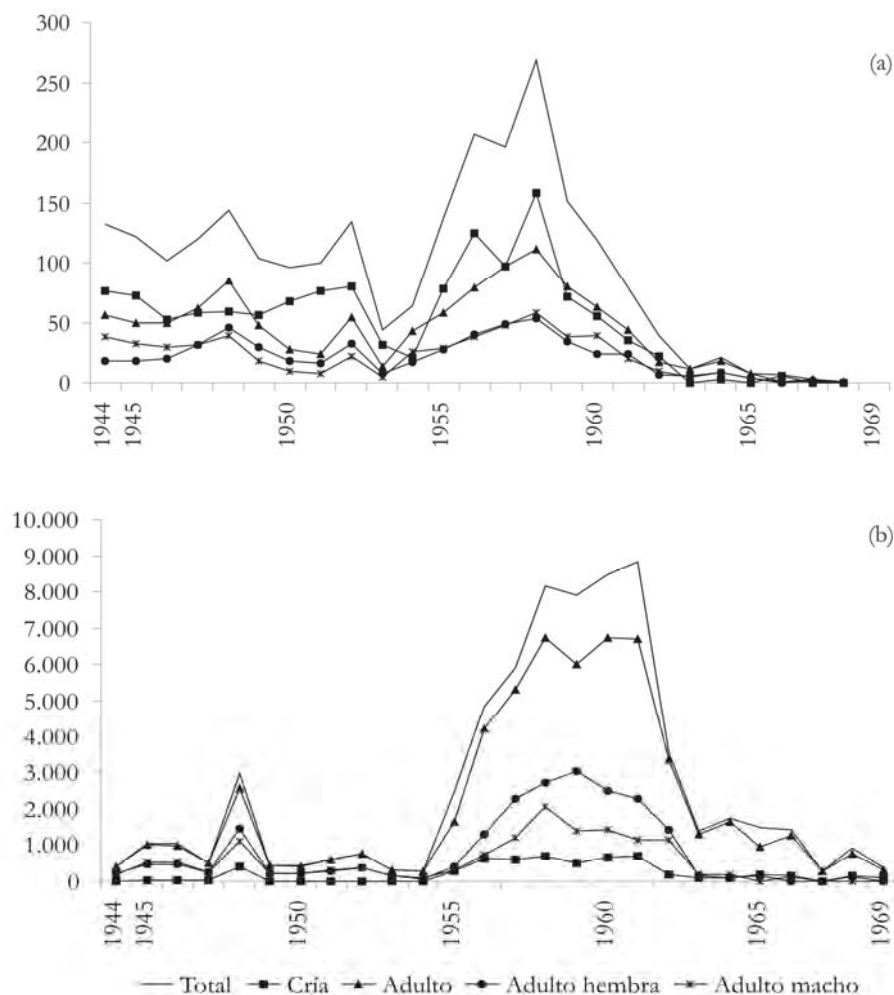


Figura 2.25. Capturas anuales de lobo (a) y zorro (b) durante el periodo comprendido entre 1944 y 1969. Se detalla el número de capturas de crías, adultos, hembras y machos adultos para ambas especies.

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

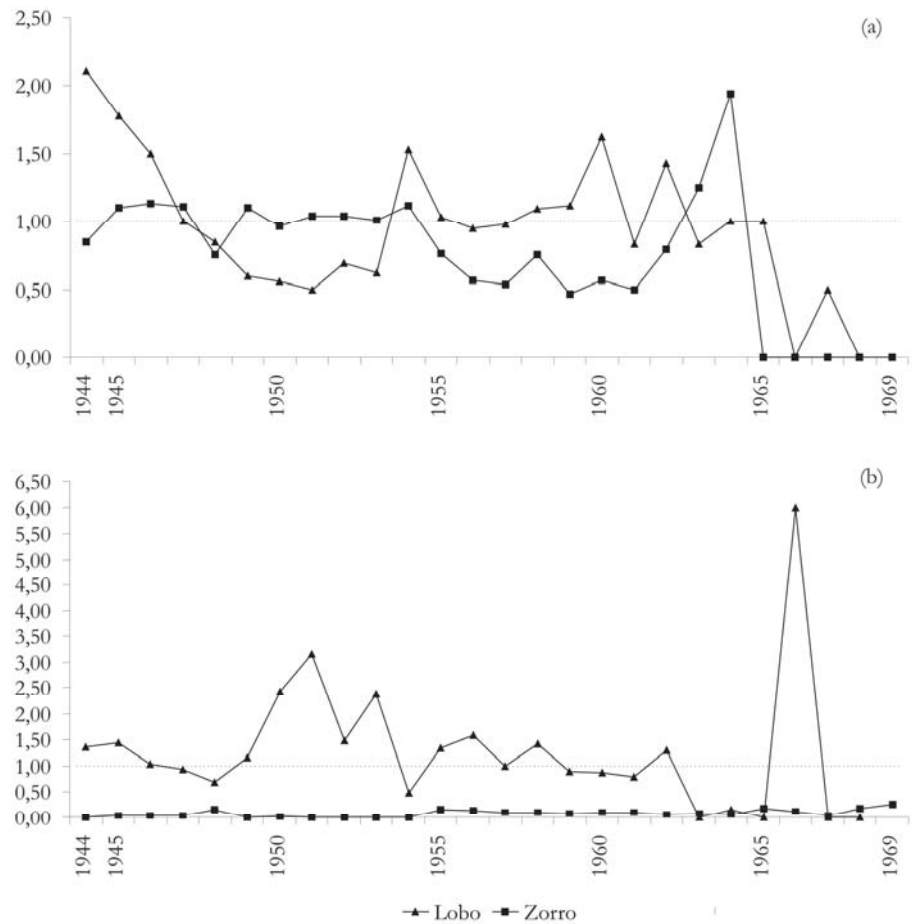


Figura 2.26. Ratios de sexos (a) y edades (b) de las capturas de lobos y zorros, durante el periodo comprendido entre 1944 y 1969.

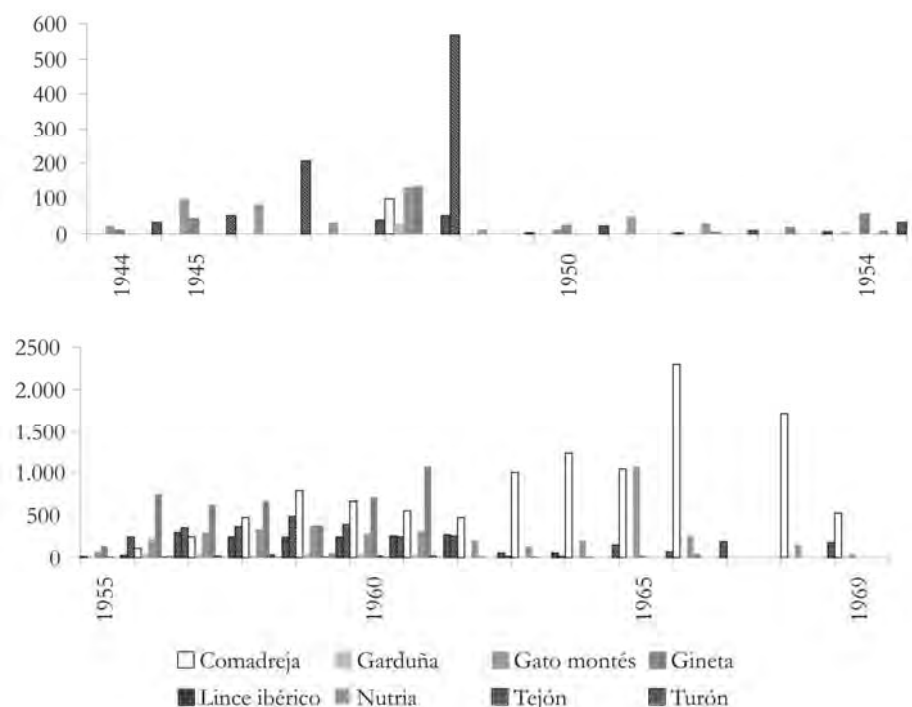


Figura 2.27. Capturas anuales de comadreja, garduña, gato montés, gineta, lince, nutria, tejón y turón durante el periodo comprendido entre 1944 y 1969.

2.1.6.4.2.2 Rapaces

Los diez primeros años de registros tan sólo compendian el 5,67% de las capturas de rapaces (Figura 2.28). Sin embargo, entre los años 1956 y 1961 se intensifica la persecución hasta el punto de acumular el 73,03% de las capturas siendo en el año 1958 cuando se alcanza el máximo (9.158 rapaces). Para el periodo de estudio, la tendencia en el número de capturas de rapaces es ligeramente positiva ($\beta = 222,69$; $R^2 = 0,26$; $N = 22$; $P < 0,01$). Esta tendencia positiva es más acusada si se excluyen los últimos ocho años del periodo considerado ($\beta = 521,34$; $R^2 = 0,65$; $P < 0,001$; $N = 17$).

Las capturas anuales de rapaces indican una intensificación entre finales de los años 50 y principios de los 60. Sólo en el caso del grupo denominado milano los registros de capturas comienzan a realizarse al principio del periodo de estudio (Figura 2.29).

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

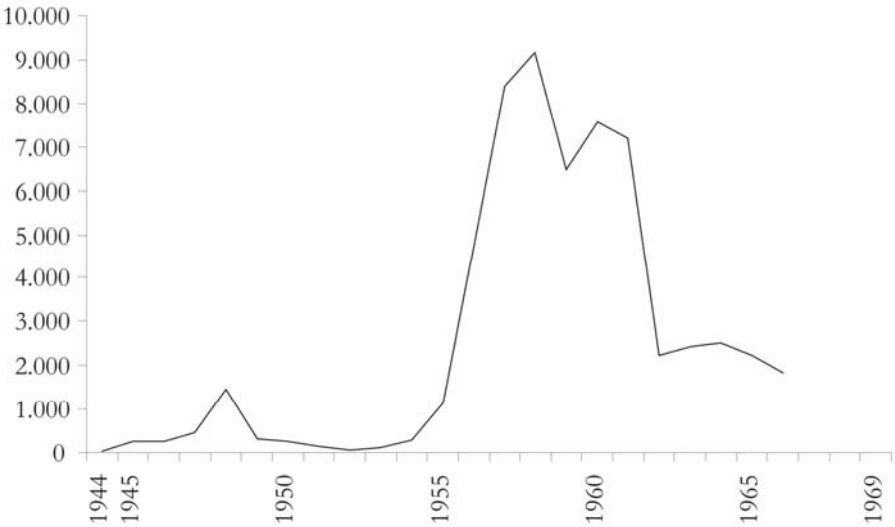


Figura 2.28. Capturas anuales de rapaces durante el periodo comprendido entre 1944 y 1969.

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

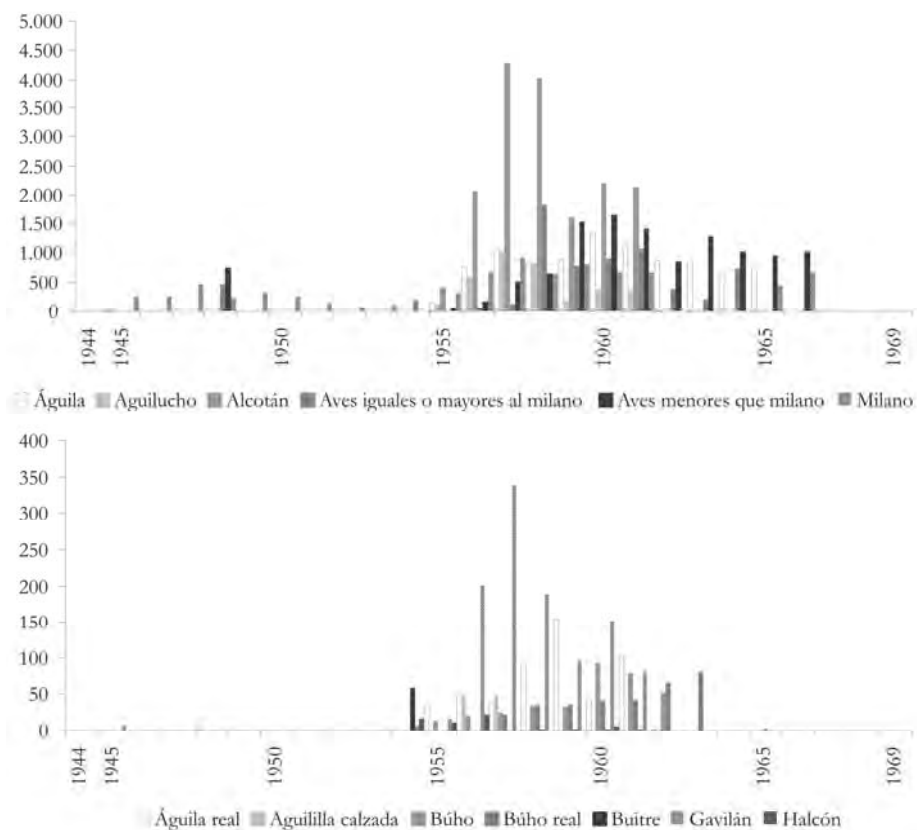


Figura 2.29. Capturas anuales de águila, águila real, águila calzada, aguilucho, alcotán y ave igual o mayor a milano, ave menor al milano, búho, búho real, buitre, gavilán, halcón y milano, durante el periodo comprendido entre 1944 y 1969.

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

2.1.6.4.2.3 Córvidos

En tan sólo seis años, de 1956 a 1961, se registra el 75,26% de las capturas de Córvidos, mientras que entre 1944 y 1954 sólo se tiene constancia del 0,99% de las capturas. En el año 1957, se sitúa el máximo de capturas de Córvidos con 117.573 individuos (Figura 2.30). Desde ese año al final del periodo la tendencia es claramente negativa ($\beta = -8.589,54$; $R^2 = 0,74$; $P < 0,001$; $N = 11$).

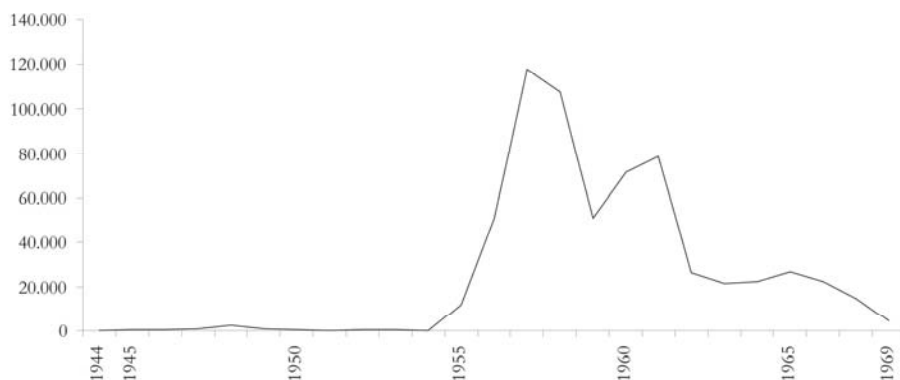


Figura 2.30. Capturas anuales de Córvidos durante el periodo comprendido entre 1944 y 1969.

2.1.6.4.2.4 Reptiles

Hay registros de capturas de Reptiles para 14 de los 26 años del periodo de estudio. El 44,33% de las capturas se acumulan entre 1964 y 1966, correspondiendo el máximo al año 1966 con un total de 17.041 ejemplares (Figura 2.31). Hasta 1966, año en que se registra el máximo de capturas, la tendencia de éstas es a aumentar ($\beta = 952,73$; $R^2 = 0,63$; $P < 0,01$; $N = 11$).

Para los tres grupos de Reptiles considerados, las capturas comienzan a detectarse a partir del año 1955. Las capturas de culebra y lagarto alcanzan su máximo en el año 1966 (Figura 2.31).

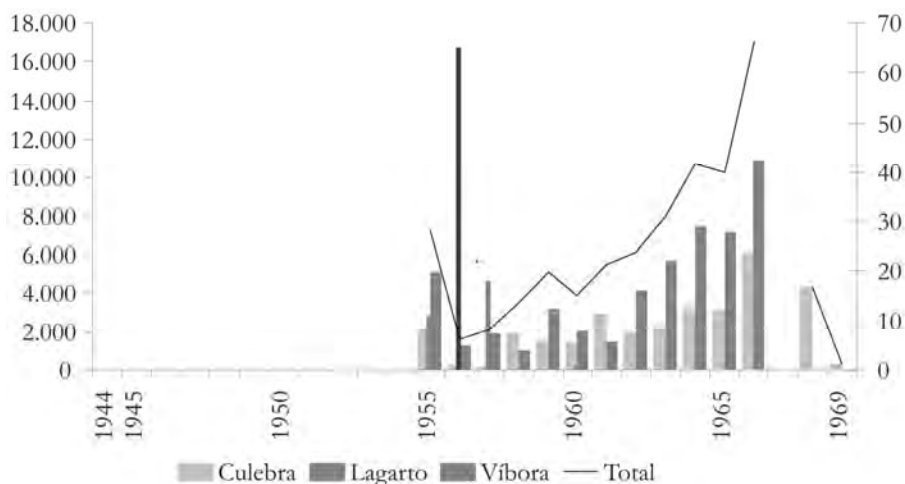


Figura 2.31. Capturas anuales de culebras (a), lagartos (b) y víboras durante el periodo comprendido entre 1944 y 1969. La escala de la derecha de la gráfica corresponde al número de capturas de víboras.

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

2.1.6.4.2.5 Roedores

Hay registros de capturas de Roedores para 12 de los 26 años del periodo de estudio. El 54,87% de las capturas se acumulan entre 1963 y 1966, correspondiendo el máximo al año 1965 con un total de 3.719 ejemplares (Figura 2.32). El número de capturas de Roedores tiende a aumentar entre 1957 y 1966 ($\beta = 394,83$; $R^2 = 0,87$; $P < 0,001$; $N = 9$).

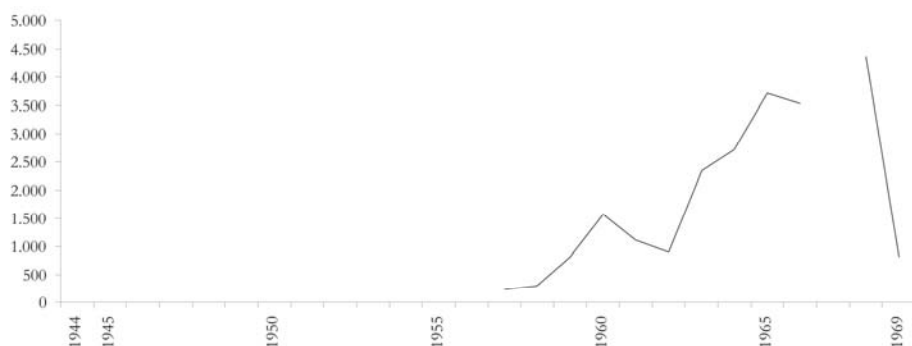


Figura 2.32. Capturas anuales de Roedores durante el periodo comprendido entre 1944 y 1969.

2.1.6.5 Análisis del exterminio de depredadores: el caso de Cáceres

2.1.6.5.1 Batidas de depredadores

Se han localizado 147 expedientes en los que particulares solicitaban al Gobernador civil autorización para la realización de batidas para el exterminio de depredadores. Las autorizaciones se solicitaron entre 1934 y 1966. De estas solicitudes, 9 fueron denegadas (6,12%), correspondiendo 4 de ellas a los dos últimos años.

En los expedientes, los solicitantes expresan cuál es la causa que motiva la necesidad de la batida. En el 94,63 % de los expedientes la causa que motiva la solicitud es daños a la ganadería (Figura 2.33a). De entre las solicitudes para batidas por daños a la ganadería, el 36,25 % es por daños a ganado ovino y el 31,25 % a ganado caprino (N = 46) (Figura 2.33b).

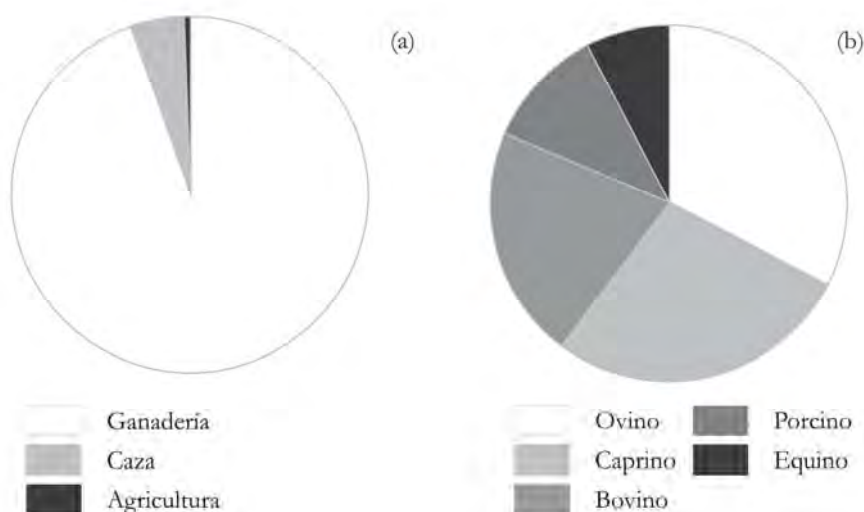


Figura 2.33. Causas que motivan la necesidad de la batida para el exterminio de depredadores (a) y clases de ganado sobre las que se detectan daños por los depredadores (b).

2.1.6.5.2 Colocación de cebos envenenados

Se han localizado 57 expedientes en los que particulares solicitaban a la Administración competente autorización de colocación de cebos envenenados para el exterminio de depredadores. Las autorizaciones se solicitaron entre 1939 y 1983. De estas solicitudes 5 fueron denegadas (15,79%).

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

En los expedientes, los solicitantes expresan cuál es la causa que motiva la necesidad de la de la colocación de cebos envenenados. En el 69,01% de los expedientes, la causa que justifica la solicitud es daños a la caza y en el 18,31% daños a la ganadería (Figura 2.34). Es de destacar que las autorizaciones por daños a la caza se solicitaron entre 1964 y 1983.

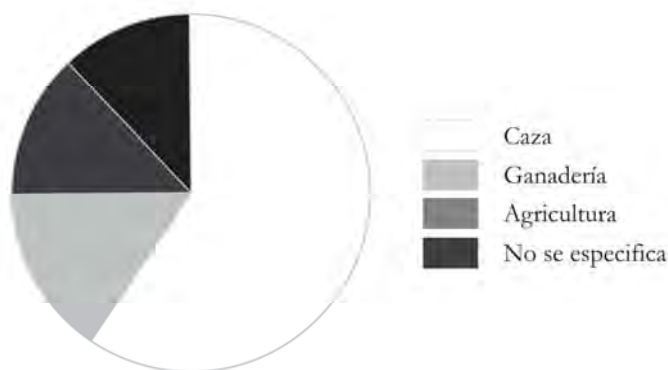


Figura 2.34. Causas que motivan la necesidad de colocación de cebos envenenados para el exterminio de depredadores.

2.1.6.5.3 Análisis espacial de la persecución de depredadores a escala municipal

Tanto en términos absolutos como relativos, los municipios del noreste de la provincia son los que registran mayor número de solicitudes para la celebración de batidas de depredadores (Casas del Castañar = 15 y Gargüera = 11) (Figura 2.35). En cambio, las solicitudes para la colocación de cebos envenenados se han registrado en la mitad sur de la provincia, en municipios de la Sierra de San Pedro y de las Villuercas (Alía = 10, Cáceres = 9 y Trujillo = 8) (Figura 2.36).

Cabe destacar que los valores más elevados de capturas de Carnívoros durante el periodo de 1908 – 1924, se observan en tres municipios del centro de la provincia: Jaraicejo, Serrejón y Torrejón el Rubio.; lo mismo ocurre con las capturas de lobo (Figura 2.37).

Las capturas de Carnívoros durante el periodo de 1944 a 1969 son más elevadas en los municipios de la Sierra de San Pedro, con valores por encima de 50 ejemplares (Figura 2.38a). En el caso concreto del lobo las capturas se reparten por la provincia. Aunque,

tanto en términos absolutos como relativos, destacan dos pequeños municipios del noreste de la provincia, El Torno =21 y Garganta de la Olla = 16 (Figura.2.38 c).

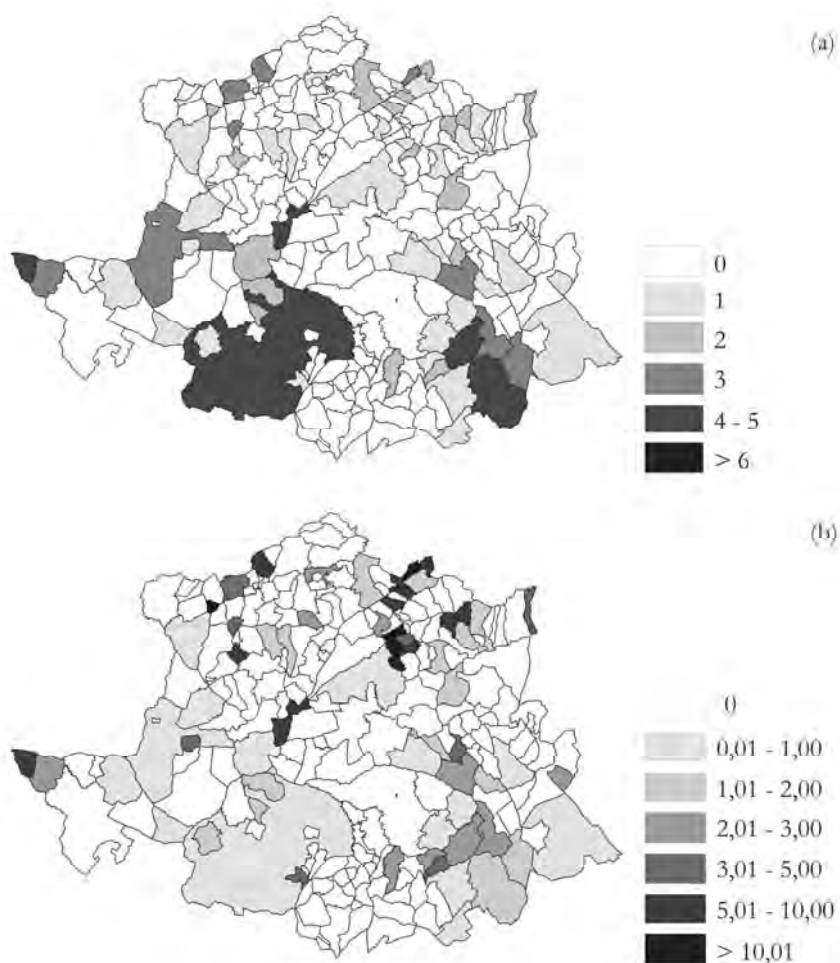


Figura 2.35. Número de solicitudes de batida de depredadores (a) entre 1934 - 1966 en Cáceres a escala de término municipal. En (b) el número de solicitudes de batida por 100km² del área municipal.

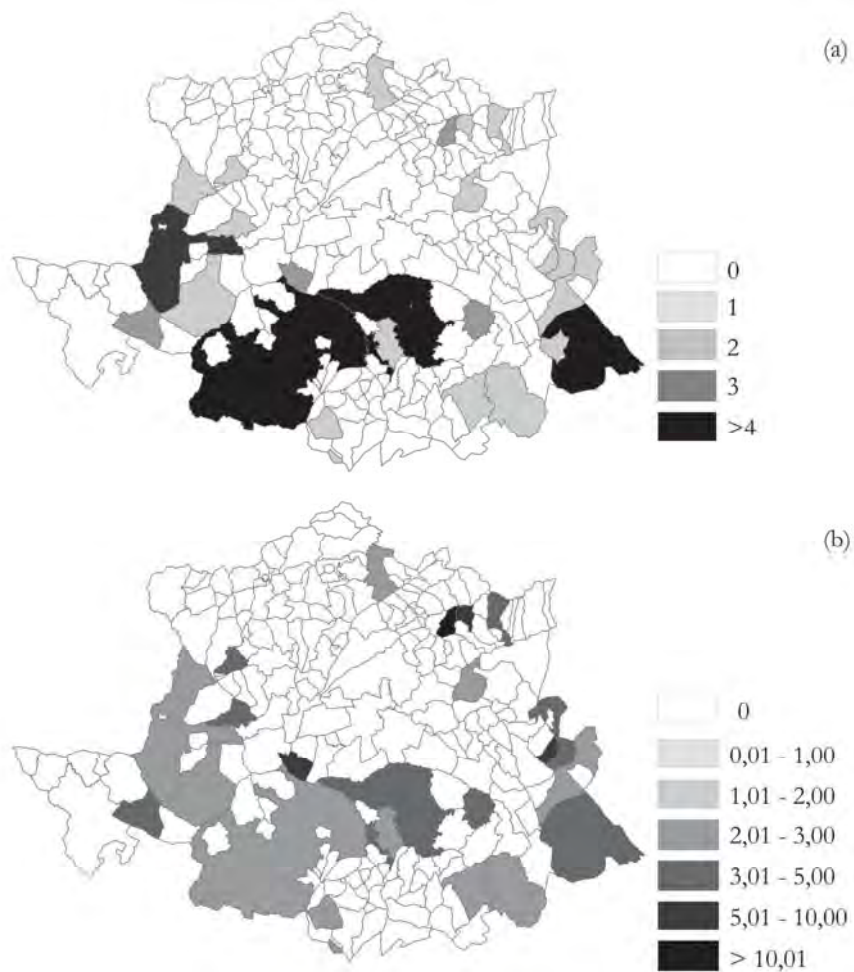


Figura 2.36. Número de solicitudes de colocación de cebos envenenados (a) entre 1939 y 1983 en Cáceres a escala de término municipal. En (b) el número de solicitudes colocación de cebos por 100 km² del área municipal.

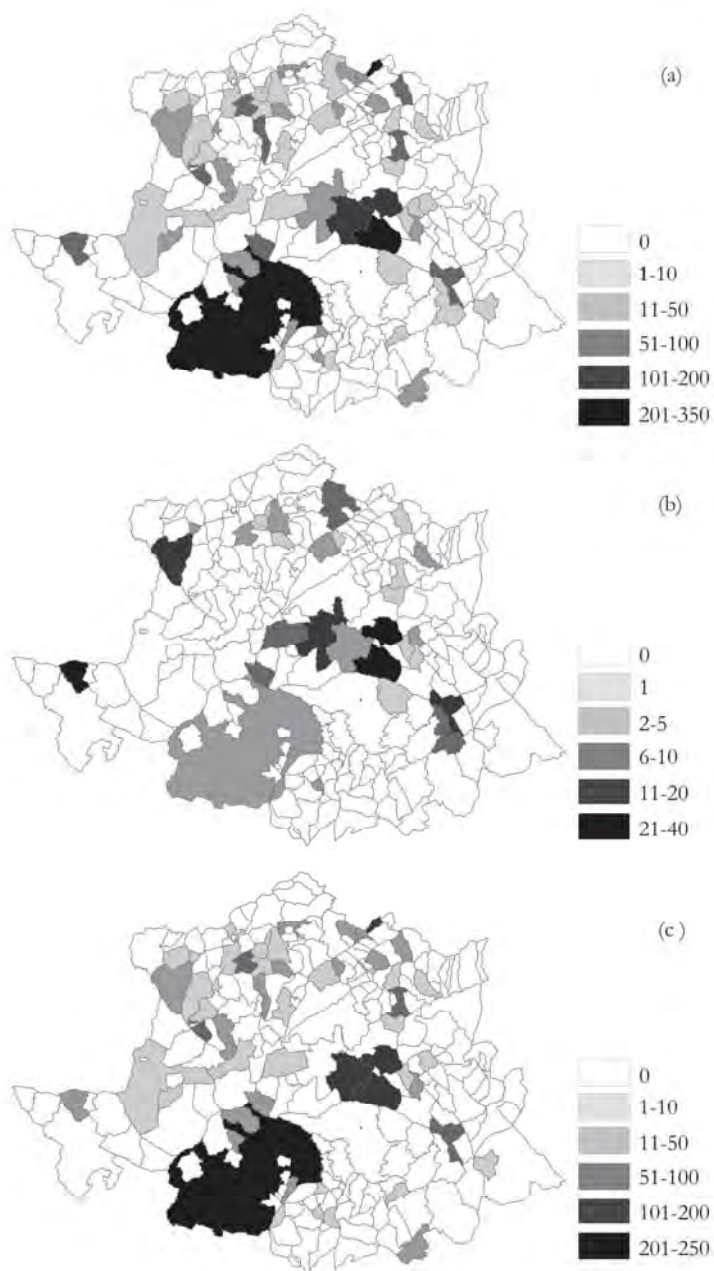


Figura 2.37. Capturas de Carnívoros durante el periodo de 1908 - 1924: (a) número total de capturas, (b) número de capturas de lobo y (c) número de capturas de zorro, en Cáceres a escala de término municipal.

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

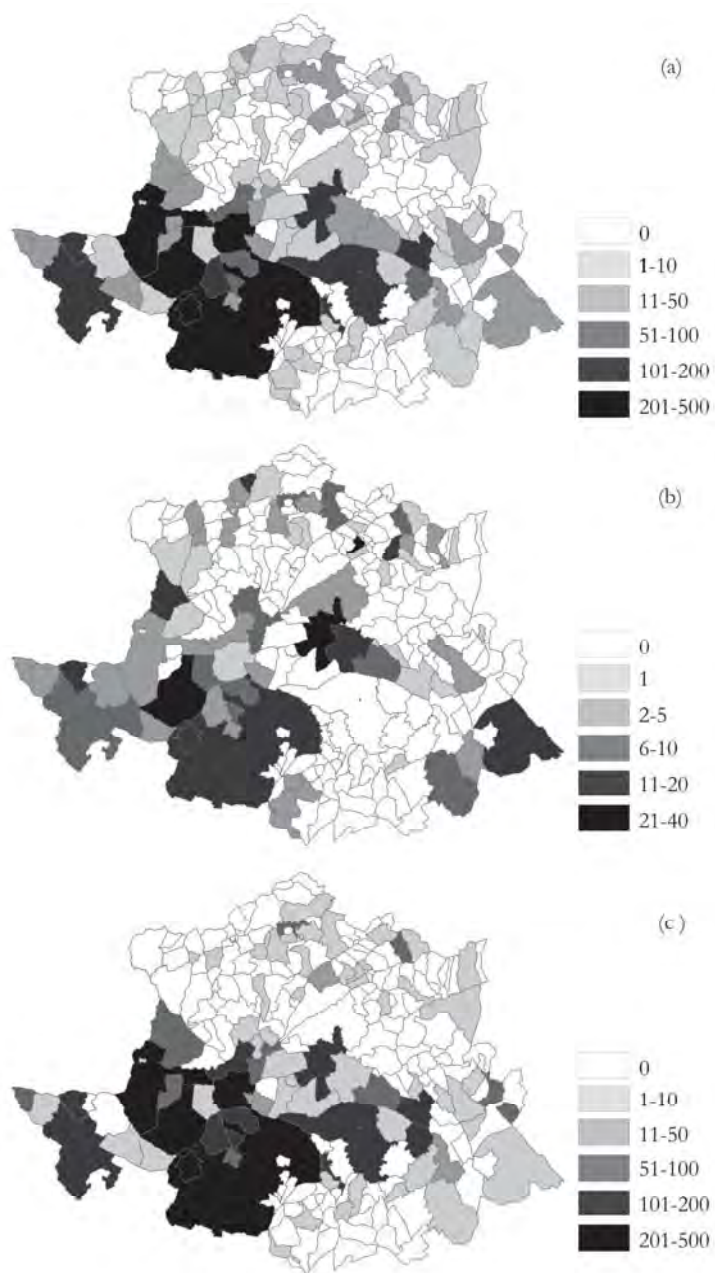


Figura 2.38. Capturas de Carnívoros durante el periodo de 1944 – 1969: (a) número total de capturas, (b) número de capturas de lobo y (c) número de capturas de zorro, en Cáceres a escala de término municipal.

2.1.6.5.4 Análisis temporal de la persecución de depredadores

Entre los años 1959 y 1966 hay registradas evidencias de la persecución de depredadores mediante la captura individual, las batidas y el uso de cebos envenenados (Figura 2.39). Los registros de capturas de depredadores y de batidas se superponen entre 1954 y 1966.

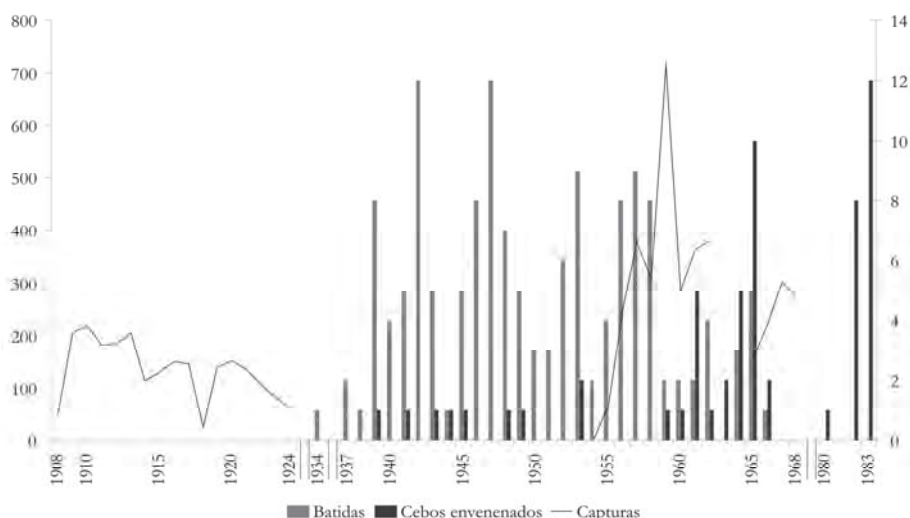


Figura 2.39. Capturas anuales de Carnívoros (eje de la izquierda), y número de solicitudes anuales de autorizaciones de batidas de depredadores y de colocación de cebos envenenados (eje de la derecha) en Cáceres.

2.2 Modelación de la distribución de capturas de depredadores a escala provincial durante el periodo 1944 - 1969

2.2.1 Metodología

Tanto el área de estudio como las unidades territoriales empleadas en la modelación de la distribución de las capturas de depredadores corresponden a las utilizadas en el apartado 2.1.4 de la presente memoria.

2.2.1.1 Capturas de depredadores durante el periodo 1944 - 1969

En el periodo 1944 - 1969, se tiene constancia de la captura de *alimañas* en 18 de las 47 provincias de la España peninsular. Se ha modelado la presencia/ausencia de capturas de Carnívoros, rapaces y Córvidos, así como de lobos y zorros a escala provincial. La sobredispersión y exceso de ceros en el número de capturas (variable dependiente), recomendó el uso de modelos de tipo binomial, de manera que se considera cero la ausencia de capturas y uno la presencia de al menos una captura.

2.2.1.2 Variables predictoras

Para la modelación del número de capturas de depredadores por provincias, se han reunido 25 variables relacionadas con la situación espacial, la ganadería, la abundancia de especies cinegéticas y de Carnívoros (Tabla 2.14). Las variables se han seleccionado en los modelos en función de su disponibilidad para el área y el periodo de estudio considerado, así como de su potencial poder predictivo.

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

Tabla 2.14. Variables predictoras, y sus factores asociados, empleadas para modelar la distribución de la presencia/ausencia de capturas de depredadores en España peninsular a escala provincial.

Código	Factores y variables
E	Espacial
<i>A</i>	Área provincial (km ²)
<i>Lon</i>	Longitud geográfica del centroide del polígono de la provincia (km)
<i>Lat</i>	Latitud geográfica del centroide del polígono de la provincia (km)
G	Ganadería (Promedio de cabezas de ganado para los años 1948-1965 / 100 hectáreas)
<i>DBov</i>	Densidad de bovino ¹
<i>DCab</i>	Densidad de cabrio ¹
<i>DEqu</i>	Densidad de equino ¹
<i>DLan</i>	Densidad de lanar ¹
<i>DPor</i>	Densidad de porcino ¹
<i>LCañ</i>	Longitud total de cañadas reales en la provincia (km) ²
C	Cinegético ³ (Abundancia media para la provincia)
<i>APer</i>	Abundancia de perdiz (<i>Alectoris rufa</i>)
<i>ALie</i>	Abundancia de liebre (<i>Lepus spp.</i>)
<i>ACon</i>	Abundancia de conejo (<i>Oryctolagus cuniculus</i>)
<i>ACor</i>	Abundancia de corzo (<i>Capreolus capreolus</i>)
<i>ACab</i>	Abundancia de cabra montés (<i>Capra pyrenaica</i>)
<i>ACie</i>	Abundancia de ciervo (<i>Cervus elaphus</i>)
<i>AJab</i>	Abundancia de jabalí (<i>Sus scrofa</i>)
D	Depredadores (Abundancia media para la provincia)
<i>AGin</i>	Abundancia de gineta (<i>Genetta genetta</i>) ⁴
<i>Agar</i>	Abundancia de garduña (<i>Martes foina</i>) ⁴
<i>ATej</i>	Abundancia de tejón (<i>Meles meles</i>) ⁴
<i>ACom</i>	Abundancia de comadreja (<i>Mustela nivalis</i>) ⁴
<i>ATur</i>	Abundancia de turón (<i>Mustela putorius</i>) ⁴
<i>ANut</i>	Abundancia de nutria (<i>Lutra lutra</i>) ⁴
<i>ALob</i>	Abundancia de lobo (<i>Canis lupus</i>) ³
<i>ALin</i>	Abundancia de lince ibérico (<i>Lynx pardinus</i>) ³
<i>AOso</i>	Abundancia de oso (<i>Ursus arctos</i>) ³
<i>RCarT</i>	Riqueza de Carnívoros (máximo número de especies en la provincia) ^{3,4}

Fuentes: ¹ Instituto Nacional de Estadística (2011), ² varios: Gobierno Castilla-La Mancha (2012), Gobierno de La Rioja (2002, 2011), Junta de Andalucía (2011) y Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (2012), ³ Ministerio de Agricultura (1968), y ⁴ Blas (1964).

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

2.2.1.2.1 Digitalización de variables e inclusión en la base de datos

2.2.1.2.1.1 Variables espaciales

A partir del fichero vectorial (*shp*) de las provincias de España (Barbosa, 2006), empleando la herramienta *Calculate geometry* de *ArcGIS* se ha calculado el área provincial, así como la longitud geográfica y la latitud, utilizando los polígonos correspondientes a las provincias.

2.2.1.2.1.2 Variables ganaderas

Densidades ganaderas

Las densidades ganaderas se han calculado a partir de los datos de los *Anuarios estadísticos de España* del Fondo documental del Instituto Nacional de Estadística (INE, 2011) disponibles para el periodo 1944 - 1969. Se utilizaron los datos de los Anuarios estadísticos correspondientes a los años: 1948, 1950, 1955, 1960, 1963, 1964 y 1965. En ellos se recoge por provincias el número de cabezas de ganado bovino, cabrio, lanar, porcino, caballar, mular y asnal. El número de cabezas de ganado equino corresponde a la suma de las densidades de ganado caballar, mular y asnal.

Con objeto de obtener variables ganaderas representativas del periodo de estudio, se ha calculado para cada grupo ganadero el valor medio del número de cabezas de ganado para los años considerados. Finalmente, las densidades ganaderas se han calculado como:

$$\text{Densidades ganaderas} = \text{Valor medio del n}^{\circ} \text{ cabezas de ganado para el periodo de estudio} / \text{Área provincial (ha.)} \times 100$$

Ecuación 2.3

En la Figura 2.40 se muestran los mapas de densidades ganaderas a escala provincial de los diferentes grupos de ganado considerados.

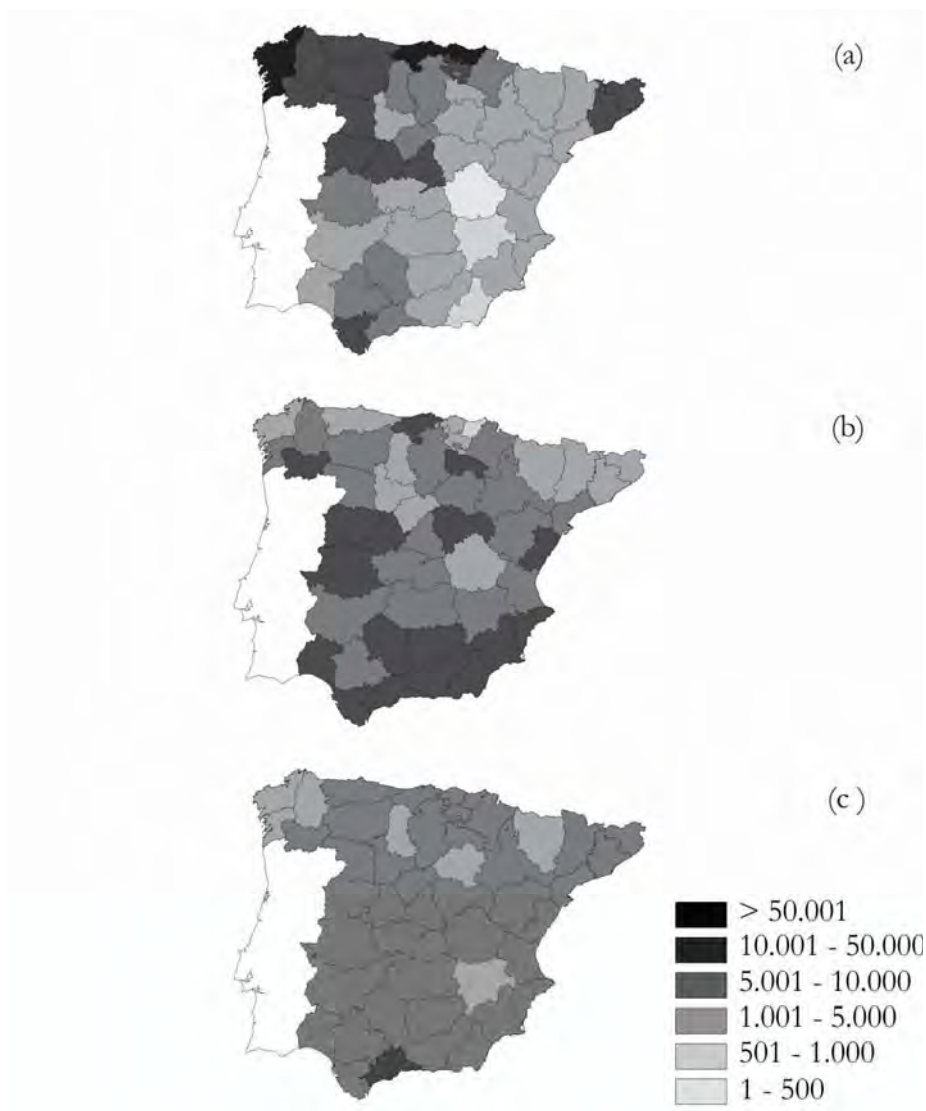


Figura 2.40. Densidad provincial de ganado bovino (a), cabrio (b), equino (c), lanar (d) y porcino (e) para España peninsular.

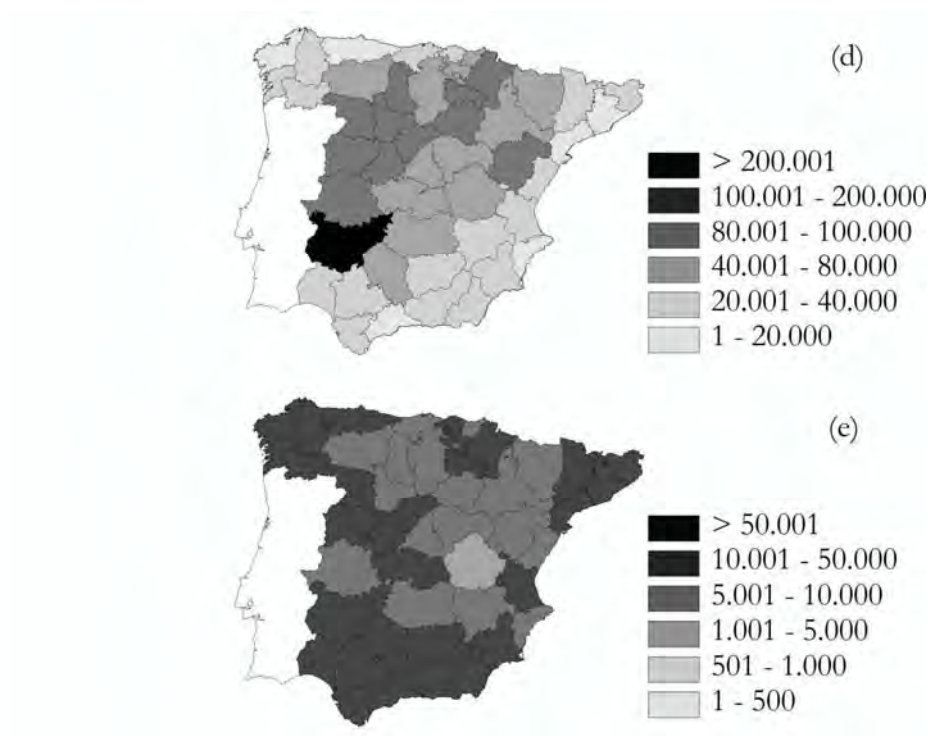


Figura 2.40. (Continuación).

Longitud de cañadas reales

Con el objeto de conseguir la localización espacial de las cañadas reales de España se ha hecho uso de las siguientes fuentes cartográficas:

- Fondo Documental de Vías Pecuarias (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2012). Se han empleado los mapas disponibles en formato de imagen (formato *jpg*), que correspondían a las provincias de Albacete, Ávila, Badajoz, Burgos, Cáceres, Ciudad Real, Cuenca, Guadalajara, León, Madrid, Palencia, Salamanca, Segovia, Toledo, Valladolid y Zamora.
- Mapa de las Vías Pecuarias de España (Gobierno de La Rioja, 2002). Se ha usado el mapa de cañadas reales para toda España en formato *jpg*.
- Mapa de la *Red Principal y Local de Vías Pecuarias* clasificadas que pasan por la comunidad autónoma de La Rioja (Gobierno de La Rioja, 2011). Se ha usado el mapa de vías pecuarias de La Rioja en formato vectorial (*shp*).

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

- *Inventario de vías pecuarias de Andalucía a escala de detalle y semidetalle* (Junta de Andalucía, 2011). Se ha empleado el mapa de vías pecuarias de Andalucía disponible en formato vectorial.
- *Información de montés y vías pecuarias de Castilla-La Mancha* (Gobierno Castilla-La Mancha, 2012). Se ha utilizado el mapa de vías pecuarias de Castilla-La Mancha disponible en formato vectorial.

Los mapas se han incorporado a *ArGIS* y se han georeferenciado al sistema de proyección WGS84 / UTM 30N (World Geodetic System 1984 / Universal Transverse Mercator 30N). Posteriormente, se ha digitalizado en un fichero vectorial de líneas la localización aproximada de las siguientes cañadas reales: Conquense, de la Plata, del Reino de Valencia, Leonesa Occidental, Leonesa Oriental, Riojana o Galiana, Segoviana, Soriana Occidental y Soriana Oriental (Figura 2.41).

Finalmente, se ha calculado la longitud de las cañadas reales utilizando la herramienta *Calculate geometry*, y con la suma de estas longitudes se ha obtenido la variable longitud de cañadas reales por provincia.

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

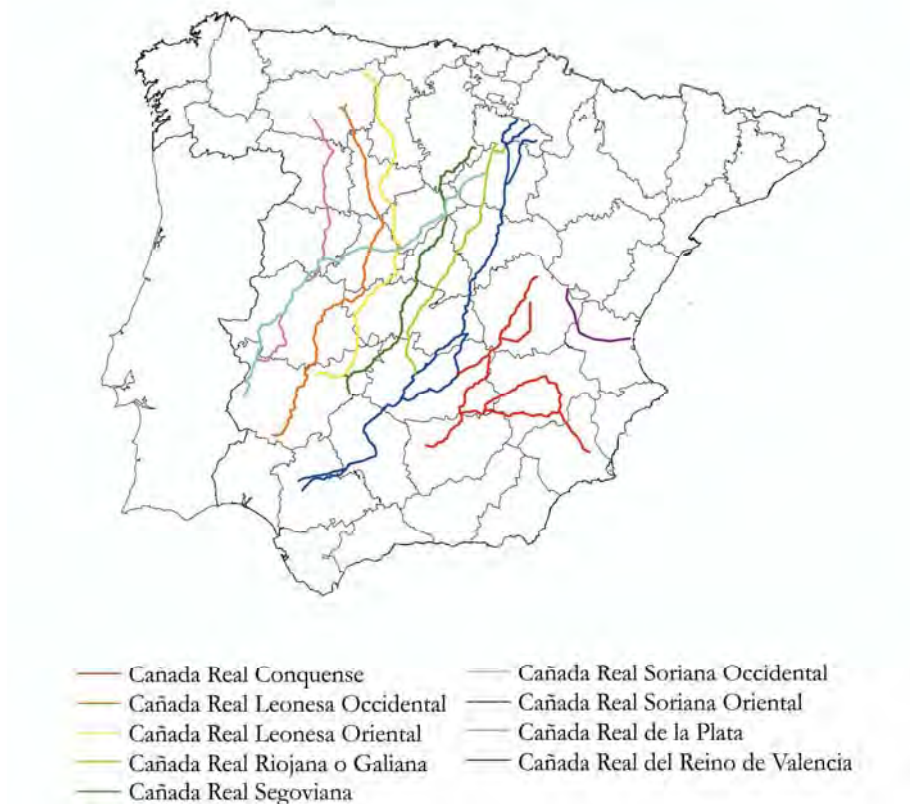


Figura 2.41. Mapa de cañadas reales de España peninsular.

2.2.1.2.1.3 Variables cinegéticas

Los datos de abundancia de las especies cinegéticas incluidas en el estudio se refieren a datos recogidos en la década de los 60, procedentes del *Mapa Cinegético Nacional* (Ministerio de Agricultura, 1968). Los datos de abundancia de las especies consideradas en el análisis pertenecen a tres especies de caza menor: perdiz roja, liebre (*Lepus spp.*) y conejo (Figura 2.42), y cuatro de caza mayor: corzo (*Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758), cabra montés, ciervo (*Cervus elaphus* Linnaeus, 1758) y jabalí (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758) (Figura 2.43). En estos mapas se distinguen seis clases de abundancia, a las que se ha asignado un valor cuantitativo de acuerdo a una escala logarítmica: *rara* = 0, *escasa* = 1, *frecuente* = 10, *abundante* = 100 y *muy abundante* = 1.000.

Los mapas se han escaneado, georeferenciado en el sistema de proyección WGS84 / UTM 30N y los polígonos de abundancia de cada especie cinegética se han digitalizado en ficheros vectoriales de *ArGIS*. Posteriormente, los ficheros vectoriales de los polígonos se han transformado a raster de 1 x 1 km. Mediante la herramienta *Zonal statistic as table* se han obtenido los valores medios de abundancia de cada especie por provincia.

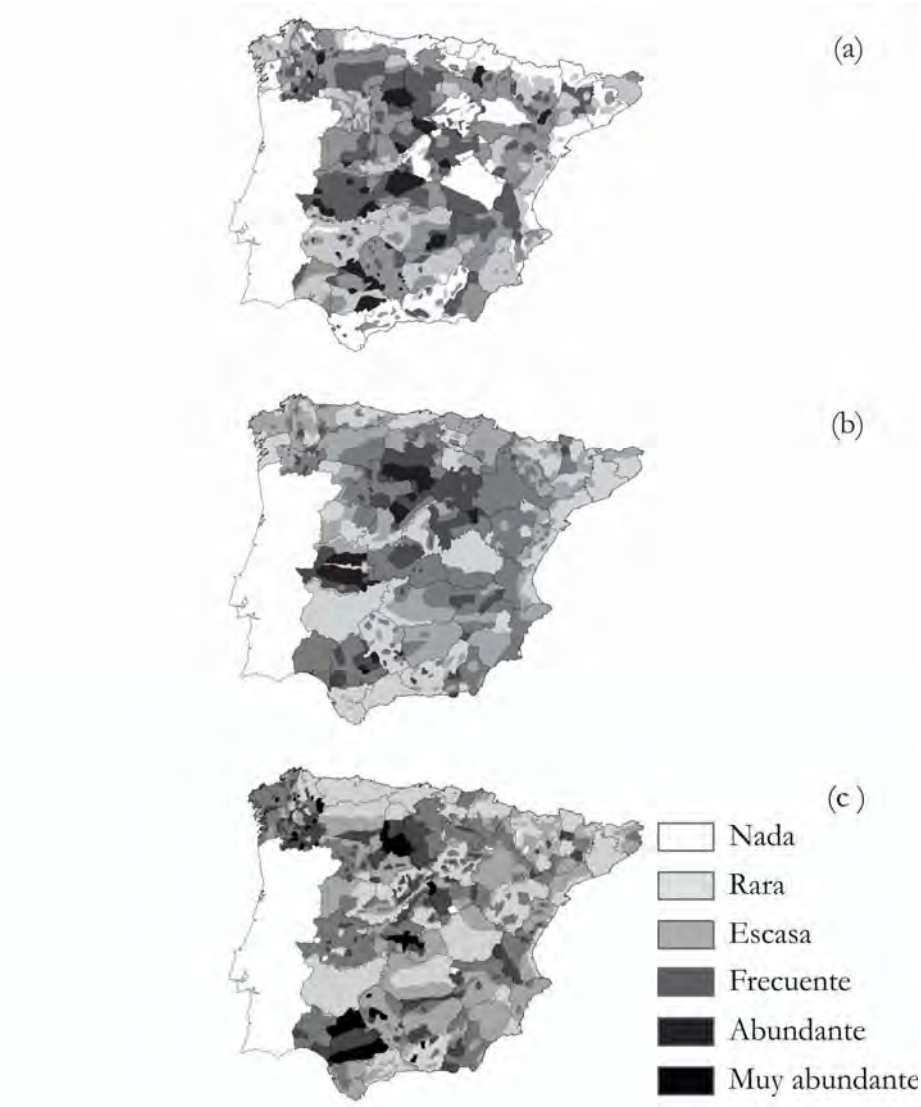


Figura 2.42. Abundancia de especies cinegéticas españolas durante la década de los 60 para las especies de caza menor *Alectoris rufa* (a), *Lepus spp.* (b) y *Oryctolagus cuniculus* (c).

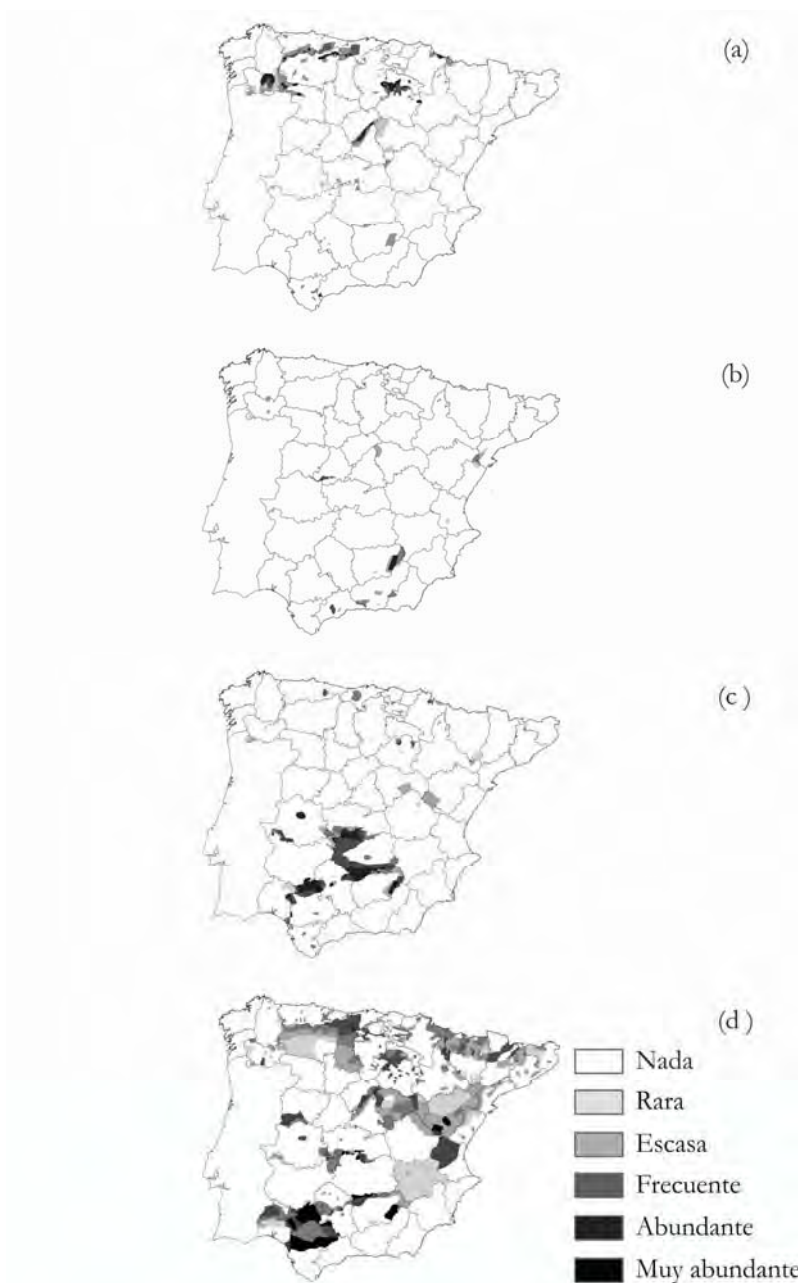


Figura 2.43. Abundancia de especies cinegéticas de caza mayor durante la década de los 60. *Capra pyrenaica* (a), *Capreolus capreolus* (b), *Cervus elaphus* (c) y *Sus scrofa* (d).

2.2.1.2.1.4 Variables relativas a los depredadores

Los datos de abundancia de las especies depredadoras incluidas en el estudio se refieren a datos recogidos en la década de los 60. Los valores de abundancia de comadreja, garduña, gineta, nutria, turón y tejón (Figura 2.44) se han obtenido a partir de los mapas de abundancia recopilados por Blas (1964) en el libro *Estudio de la distribución de algunas alimañas españolas incluidas en clase Mamalia*. Las clases de abundancia consideradas por Blas (1964) son cualitativas y distingue tres niveles: nada, poco y abundante. Para este análisis, se ha transformado la escala cualitativa en cuantitativa de acuerdo a una escala logarítmica. De manera que a cada clase de abundancia se le ha asignado los siguientes valores: *nada* = 0, *poco* = 1 y *abundante* = 10.

Por otro lado, los mapas de abundancia de las especies lince ibérico, lobo y oso (Figura 2.45) provienen del *Mapa Cinegético Nacional* (Ministerio de Agricultura, 1968). En este caso, se distinguen seis clases de abundancia a las que se asignó también un valor cuantitativo, de acuerdo a una escala logarítmica: *nada* = 0, *rara* = 1, *escasa* = 10, *frecuente* = 100, *abundante* = 1.000 y *muy abundante* = 10.000.

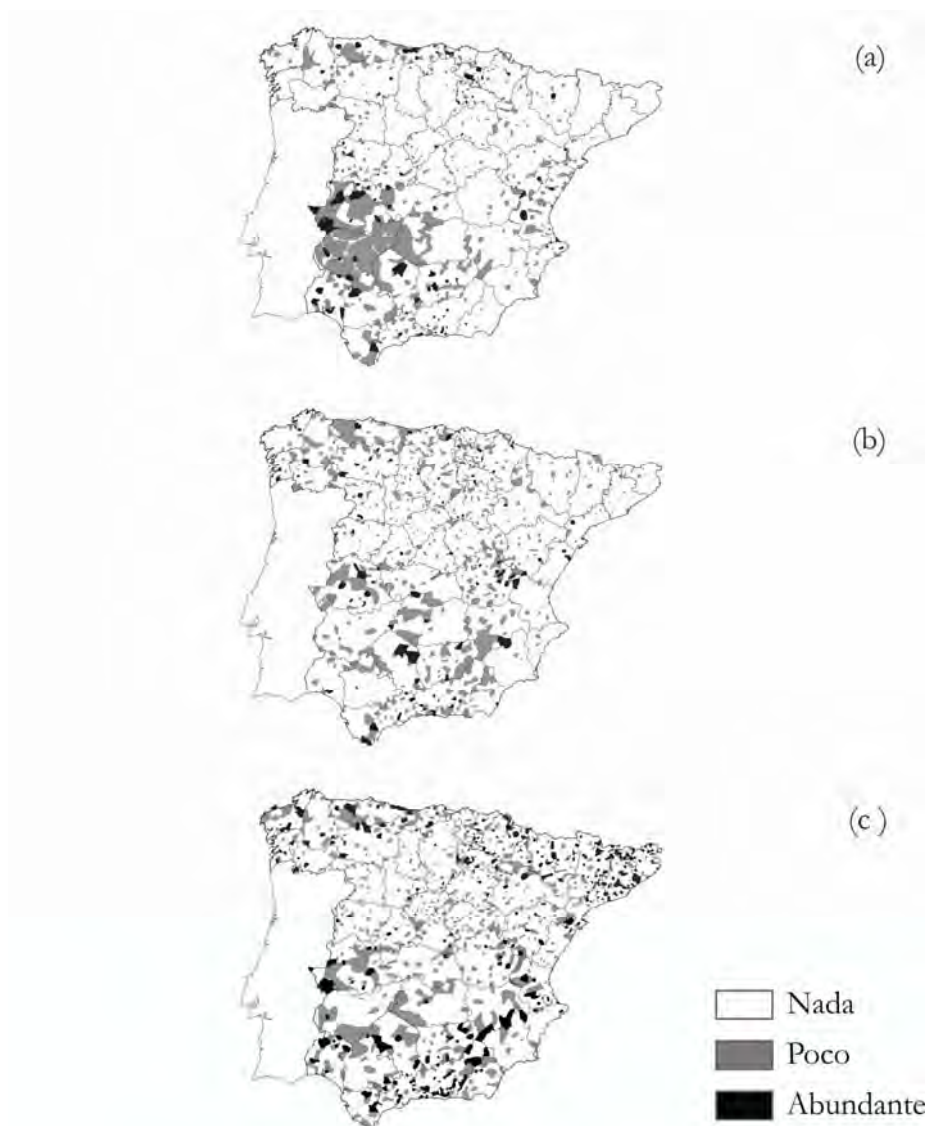


Figura 2.44. Abundancia de especies de Carnívoros durante la década de los 60 en España peninsular: *Genetta genetta* (a), *Martes foina* (b), *Meles meles* (c), *Mustela nivalis* (d), *Mustela putorius* (e) y *Lutra lutra* (f).

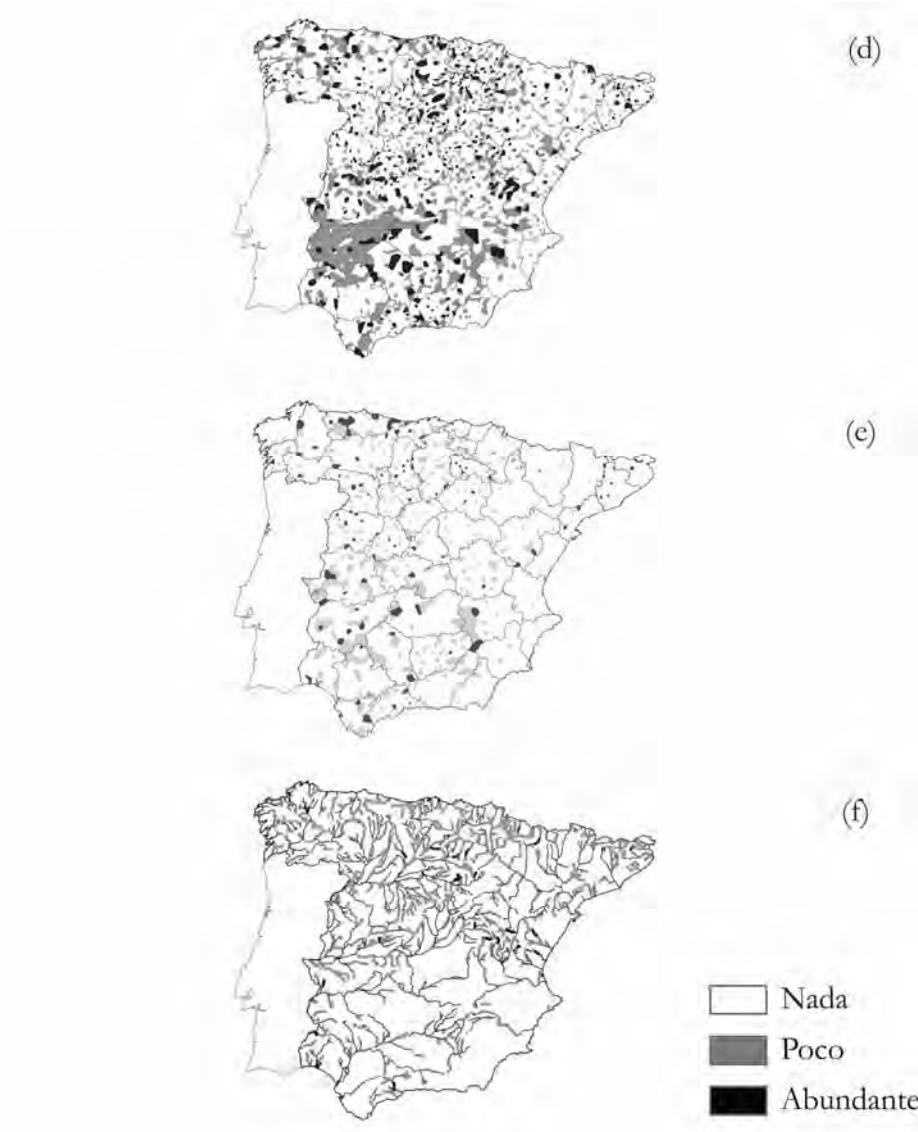


Figura 2.44. (Continuación).

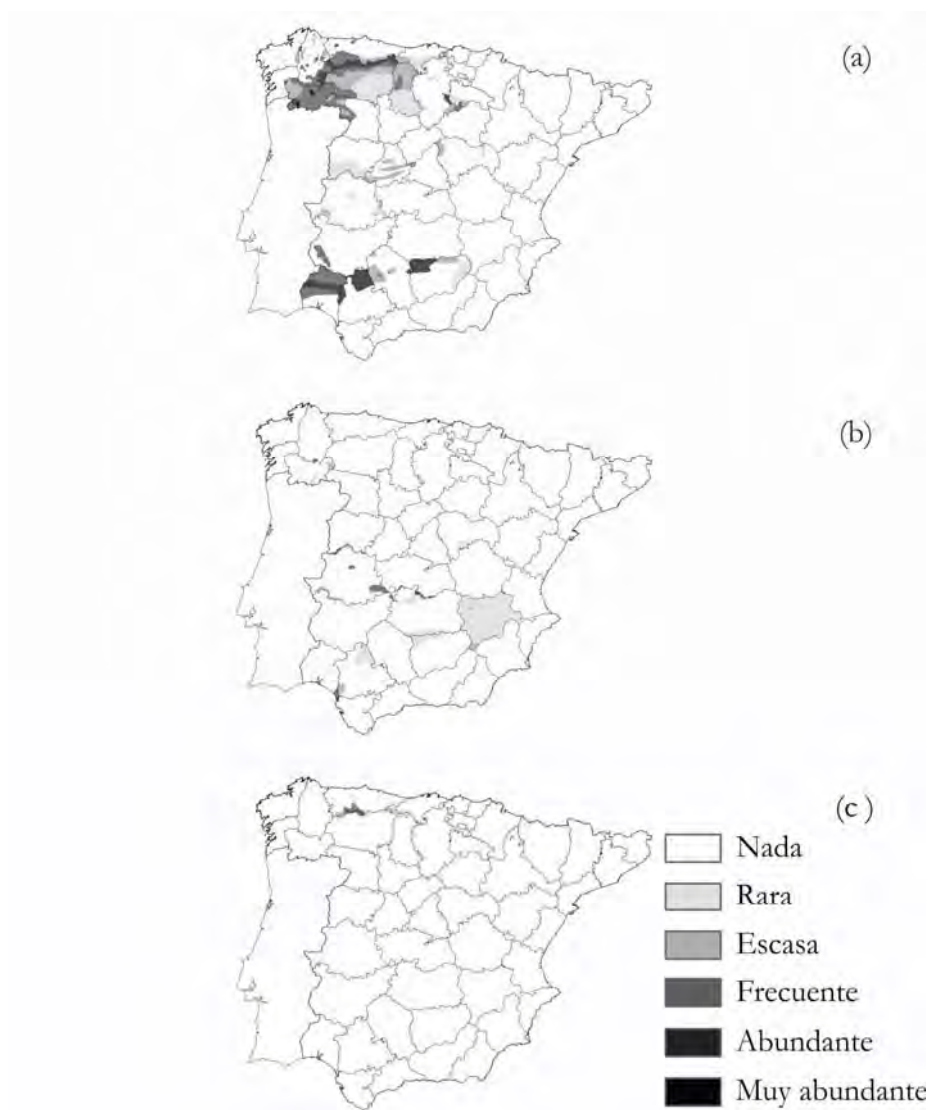


Figura 2.45. Abundancia de especies de Carnívoros durante la década de los 60: *Canis lupus* (b) *Lynx pardinus* (a), y *Ursus arctos* (c).

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

Con el objeto de calcular valores de riqueza de Carnívoros por provincia, se han transformado los mapas raster de abundancia de comadreja, garduña, gineta, linco, lobo, nutria, oso, turón y tejón en mapas de presencia/ausencia. La clase de abundancia *nada* se consideró como ausencia y el resto de clases como presencia. A continuación, se han sumado todos los raster de presencia/ausencia empleando la herramienta *Raster calculador* de *ArcGIS* (Figura 2.46). Así se obtuvo un raster 1 x 1km de la riqueza de depredadores, a partir del cual y usando la herramienta *Zonal statistic as table* de *ArcGIS* se han obtenido los valores máximos de riqueza de Carnívoros por provincia.



Figura 2.46. Riqueza de Carnívoros para España peninsular a resolución de 1 x 1km.

2.2.1.3 Modelación de distribuciones

2.2.1.3.1 Selección de variables

Antes de construir el modelo, se ha realizado una regresión logística de la presencia / ausencia de cada variable de capturas sobre cada una de las variables predictivas por separado, utilizando el programa de tratamiento estadístico *SPSS*. Para controlar el incremento en el error de tipo I (o aceptar como verdadera una hipótesis falsa) debido a la elaboración de pruebas múltiples, se ha seleccionado el conjunto de variables que eran significativas bajo una Tasa de Descubrimiento Falso (*FDR*: False Discovery Rate; Benjamini y Hochberg, 1995; García, 2003) de $q < 0,05$, siguiendo el procedimiento propuesto por Benjamini y Yekutieli (2001). Este umbral de significación implica que un

5% de las variables puede tener un valor individual de significación suficiente para entrar en el modelo simplemente por casualidad (Pearce y Ferrier, 2000).

2.2.1.3.2 Modelación de distribución: función de favorabilidad

Finalmente, para la construcción de los modelos de distribución de las capturas de depredadores, se ha usado una regresión logística por pasos hacia delante condicional sobre las nuevas variables seleccionadas. En la regresión por pasos hacia delante, después de cada paso de inclusión de variables, se analiza la significación de todas las variables en el modelo, y aquellas que no son significativas quedan excluidas del siguiente paso de selección (Legendre y Legendre, 1998). El modelo de regresión logística tiene la siguiente forma:

$$P = \frac{e^y}{1 + e^y}$$

Ecuación 2.4

siendo P la probabilidad de ocurrencia, e el número neperiano, y una ecuación de regresión de la forma:

$$y = \alpha + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_n x_n$$

Ecuación 2.5

donde $\beta_1, \beta_2, \dots, \beta_n$ son coeficientes que multiplican a las variables predictivas: x_1, x_2, \dots, x_n y α una constante.

Los valores de probabilidad que resultan de la regresión logística no dependen sólo de las variables predictivas, sino también de la probabilidad al azar derivada de la proporción de presencias / ausencias en el área de estudio, lo que hace que se desplacen los valores de probabilidad hacia la categoría que tiene mayor número de casos (Hosmer y Lemeshow, 2000). La diferente proporción de presencias desplazará la probabilidad al azar en una u otra dirección y en distinto grado, de forma que un valor de probabilidad de 0,5 puede corresponder a una zona muy favorable para una especie frecuente.

Para contrarrestar esta dificultad, se ha aplicado la función de favorabilidad descrita por Real *et al.* (2006), de forma que se transformaron los valores de probabilidad de presencia

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

predicha con la función logística en valores de favorabilidad para la presencia capturas de depredadores.

La función de favorabilidad tiene la siguiente forma:

$$F = \frac{P/(1-P)}{(n_1/n_0) + (P/(1-P))}$$

Ecuación 2.6

donde P es la probabilidad, n_i el número de presencias de la muestra y n_0 el número de ausencias.

2.2.1.3.3 Tratamiento de la colinealidad

Aunque la colinealidad de las variables es una realidad de los sistemas naturales, puede generar imprecisiones en los modelos obtenidos (MacNally, 2000). El uso de un procedimiento de modelación por pasos minimiza la inclusión de variables altamente correlacionadas y cuando se incluyen es porque estas ofrecen aportaciones individuales significativas (Barbosa, 2006). A pesar de ello y con objeto de evitar problemas de colinealidad, se ha aceptado el modelo final si entre las variables incluidas los coeficientes de correlación de Spearman eran menores que $|0,8|$ (Jiménez-Valverde y Lobo, 2006) y los valores de los factores de inflación de la varianza (VIF , Variance Inflation Factor) menores que 2 (Zuur *et al.*, 2010).

Por último, como se explicará en el apartado 2.2.1.3.5, el estudio de partición de la variación que se empleará para interpretar el modelo ayuda a discernir qué parte de la variación del modelo es explicada por cada factor sin tener en cuenta la colinealidad.

2.2.1.3.4 Tratamiento de la autocorrelación espacial

La estructuración espacial de la distribución de la variable a modelar es una consecuencia de la naturaleza del espacio. Según Legendre (1993) ésta no puede ni debe ser eliminada de los modelos de distribución y es preferible incluirla en ellos. Por ello, se han incluido la latitud y la longitud geográfica como variables predictoras.

Por otro lado, se ha testado la autocorrelación espacial entre los residuos del modelo usando para ello el índice de Moran. Para este procedimiento estadístico se ha utilizado el software *Spatial Analysis for Macroecology (SAM)* (Rangel *et al.*, 2010).

2.2.1.3.5 Partición de la variación

Con el objeto de facilitar la interpretación del modelo resultante, se han agrupado las variables seleccionadas en el modelo final por factores y se ha llevado a cabo un procedimiento de partición de la variación, siguiendo el procedimiento descrito por Muñoz *et al.* (2005). Este procedimiento permite especificar qué parte de la variación final explicada por el modelo corresponde únicamente al efecto puro de cada factor (R^2_{pi}) y qué proporción es atribuible al efecto compartido de los factores (Bocard *et al.*, 1992; Legendre, 1993; Legendre y Legendre, 1998; Muñoz *et al.*, 2005). La parte de la variación del modelo final explicada por cada factor i (R^2_i), tanto la exclusiva como la explicada en conjunto por otros factores, se obtiene usando el cuadrado del coeficiente de correlación de Spearman entre los valores obtenidos en el modelo final y los obtenidos en el modelo basado únicamente en ese factor. El efecto puro de cada factor (R^2_{pi}) se obtiene como la diferencia entre la variación explicada por los otros factores y la variación explicada por el modelo global ($R^2_{pi} = 1 - R^2_{i\setminus}$). La variación explicada por el efecto compartido de dos factores i y j se calcula como la diferencia entre el efecto combinado de ambos (R^2_{i+j}) menos el efecto puro de ambos factores ($R^2_{pi} + R^2_{pj}$), es decir: $R^2_{i+j} - (R^2_{pi} + R^2_{pj})$ (Whittaker, 1984; Legendre y Legendre, 1998).

2.2.2 Resultados

Las presencias/ausencias de capturas de Carnívoros y de la especie zorro, coinciden en toda el área de estudio, por lo que no se reflejan en resultados los de ésta última.

En la Tabla 2.15 se muestran las variables que se relacionan significativamente con cada una de las variables dependientes, tras mantener la tasa de descubrimiento falso por debajo de 0,05.

En la Tabla 2.16 se detallan los modelos resultantes para cada variable de captura. Todos los modelos resultantes recogen variables de dos factores diferentes. El factor ganadería ha quedado representado en los modelos por la variable longitud de cañadas reales y el factor depredador por la riqueza máxima de Carnívoros. La deviación explicada por los modelos está entorno al 40 - 50%.

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

Tabla 2.15. Variables seleccionadas por el procedimiento del *FDR* para cada una de las variables de captura de depredadores a modelar (✓). El símbolo (-) indica que las variables no fueron incluidas en el modelo de capturas correspondiente. Los códigos de las variables como en la Tabla 2.14.

Variables predictoras	Carnívoros	Rapaces	Córvidos	Lobo
<i>A</i>	✓	✓	✓	✓
<i>DLan</i>	-	-	-	✓
<i>LCañ</i>	✓	✓	✓	✓
<i>AGin</i>	-	-	-	✓
<i>RCarT</i>	-	✓	✓	✓

Tabla 2.16. Variables seleccionados en los modelos de distribución de presencia / ausencia de capturas de depredadores para España peninsular a escala provincial. Se muestran los coeficientes de las variables en el modelo (β) y los valores del estadístico Wald ($N = 47$). La significación de las variables en el modelo se muestra con los siguientes símbolos: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$ y *** = $P < 0,001$. Los valores de los factores de inflación de la varianza (*VIF*) de las variables incluidas en los modelos de capturas también son mostrados. La deviación explicada por cada modelo se ha expresado en tanto por ciento. Las variables aparecen recogidas en el orden que entraron en el modelo. Los códigos de las variables como en la Tabla 2.14.

Variables	B	Wald	Sig	VIF	Deviación explicada
Carnívoros					41,16
Constante	-3,45	8,46	***		
<i>A</i>	2,10.10 ⁻¹⁰	4,21	*	1,52	
<i>LCañ</i>	6,05.10 ⁻⁰⁶	3,68	*	1,52	
Rapaces					42,59
Constante	-8,59	8,03	***		
<i>A</i>	2,45.10 ⁻¹⁰	6,67	**	1,12	
<i>RCarT</i>	0,85	3,64	*	1,12	
Córvidos					48,97
Constante	-8,75	6,72	**		
<i>LCañ</i>	7,86.10 ⁻⁶	6,87	**	1,10	
<i>RCarT</i>	1,09	4,65	*	1,10	
Lobo					44,59
Constante	-8,49	6,85	**		
<i>LCañ</i>	6,61.10 ⁻⁶	5,89	*	1,10	
<i>RCarT</i>	1,08	4,85	*	1,10	

2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

No existen problemas de colinealidad entre las variables incluidas en el modelo pues los coeficientes de correlación de Spearman entre ellas son menores que $|0,8|$ (Tabla 2.17) y los valores de VIF son menores que 2.

Tabla 2.17. Matriz de correlación entre las variables incluidas en los modelos de distribución de capturas de depredadores. Coeficientes de correlación de Spearman y su significación. La significación se muestra con los siguientes símbolos: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$ ($N = 47$). Los códigos de las variables como en la Tabla 2.14.

	<i>A</i>		<i>LCañ</i>		<i>RCarT</i>
<i>A</i>	1,00		0,50	**	0,30 *
<i>LCañ</i>	0,50	**	1,00		0,36 *
<i>RCarT</i>	0,30	*	0,36	*	1,00

Al estimar el índice de Moran sobre los residuos del modelo se detecta ausencia de autocorrelación espacial. Los valores del índice de Moran varían entre 0,21 y -0,10 ($P > 0,05$ en todos los casos) (Tabla 2.18).

Tabla 2.18. Rango de los valores del índice de Moran sobre los residuos de los modelos de distribución de presencia / ausencia de capturas de depredadores ($P > 0,05$ en todos los casos).

	I mínima	I máxima
Carnívoros	-0,10	0,06
Rapaces	-0,08	0,03
Córvidos	-0,14	0,07
Lobo	-0,10	0,03

En todos los casos el efecto compartido de los factores implicados en el modelo explica más que la suma del efecto de los dos factores puros (Figura 2.47). En el caso concreto del modelo de capturas de Carnívoros el efecto compartido de la ganadería y el factor espacial explican un 70,30%. En el modelo del lobo el factor ganadería y el depredador explican en torno a un 20% cada uno.

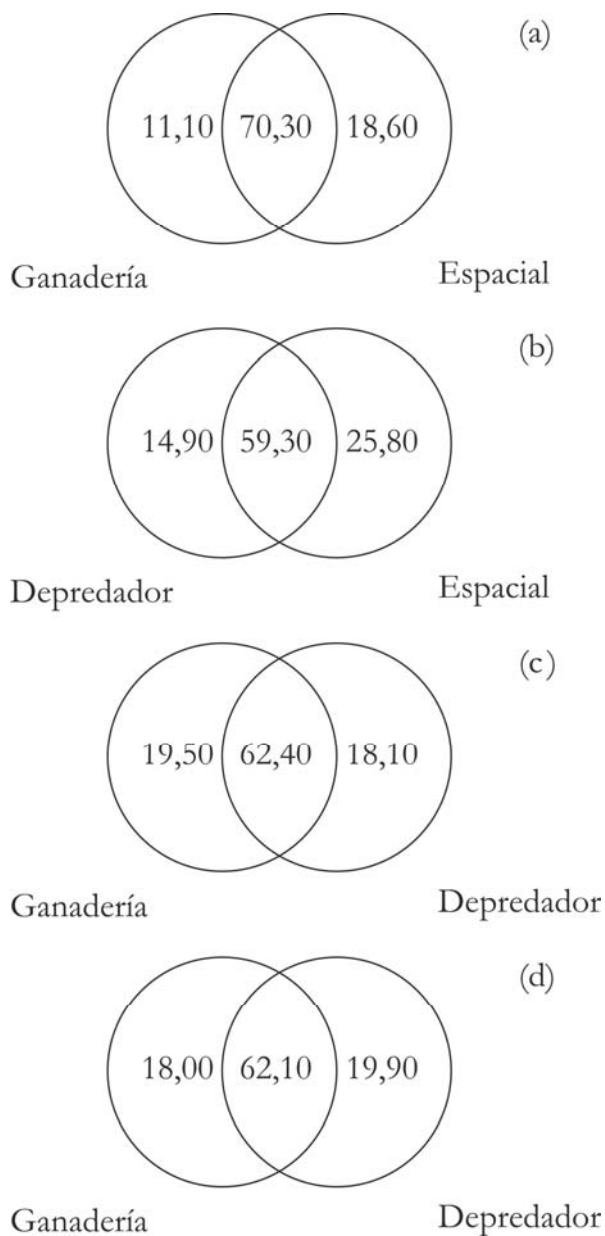


Figura 2.47. Diagramas que muestran el porcentaje de la variación explicada por el efecto puro de los factores, así como la proporción explicada por el efecto combinado de ambos factores en los modelos de capturas de los siguientes depredadores: Carnívoros (a), rapaces (b), Córvidos (c) y lobo (d).

Capítulo 3

Análisis del estado actual del empleo cebos envenenados en España



3. Análisis del estado actual del empleo cebos envenenados en España

3.1 Análisis descriptivos de los eventos de envenenamiento

3.1.1 Tratamiento previo de los datos

Para llevar a cabo este análisis se ha usado la información recopilada por *WWF/Adena*, dentro del *Proyecto contra el Veneno*, acerca de los episodios de envenenamiento de fauna silvestre detectados en España, principalmente entre 1990 y 2009. La información proviene de las consultas de información pública realizadas a los organismos autonómicos competentes en materia de medio ambiente. Los datos acerca de los eventos de envenenamiento son recogidos por la administración mediante un sistema pasivo de recopilación de información.

Los eventos de envenenamiento aquí considerados se refieren exclusivamente a los sucesos en los que hay evidencias del uso de sustancias tóxicas con el fin de ocasionar la muerte de animales depredadores. Estas evidencias se traducen en los hallazgos de animales vivos o muertos con síntomas de haber ingerido algún tóxico, así como los descubrimientos de cebos envenenados. Se consideró como un solo episodio la muerte o afección de uno o varios animales por el mismo cebo envenenado.

Entre las posibles formas de intoxicación de la fauna en el medio natural (Figura 3.1), el presente trabajo se ha centrado únicamente en el uso ilegal intencionado de compuestos que, pudiendo tener un uso legal para otros fines, se emplean en la preparación de cebos envenenados (Martínez-Haro *et al.*, 2006; Berny, 2007).

Los datos disponibles se han incorporado a una base de datos diseñada específicamente para ello, con ayuda de formularios elaborados con el programa *MS Access*. Cada episodio de envenenamiento ha sido adscrito al término municipal donde se detectó.

3. Análisis del estado actual del empleo cebos envenenados en España

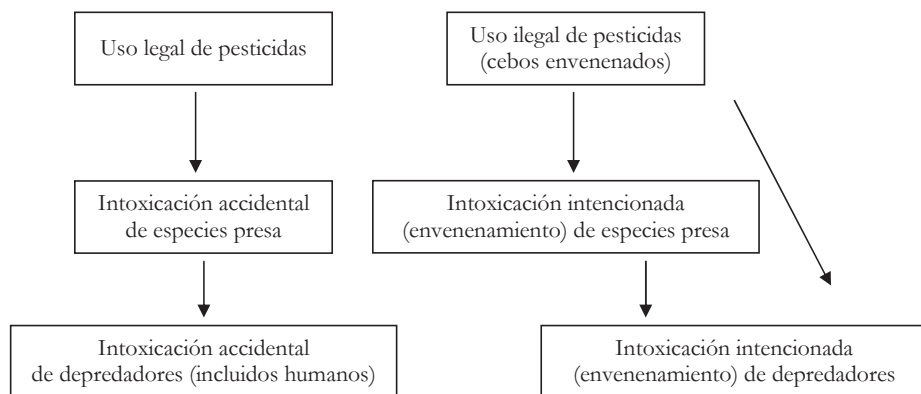


Figura 3.1. Posibles formas de intoxicación accidental e intencionada de especies cinegéticas y sus depredadores. Fuente: Martínez-Haro *et al.* (2006) –modificado–.

3.1.2 Área de estudio

España tiene una extensión de 504.6451 km², ocupando gran parte de la Península Ibérica y los archipiélagos de las Baleares y Canarias. Está organizada en 17 comunidades autónomas, dos ellas en territorio insular. Más detalles en el apartado 2.1.4 de la presente memoria.

3.1.2.1 Unidades territoriales: comunidades autónomas

El análisis descriptivo de los datos de envenenamiento en España se ha realizado a escala de las comunidades autónomas. Se ha seleccionado esta escala regional ya que cada comunidad autónoma tiene competencias exclusivas en materia de caza y amplias atribuciones en la protección del medio ambiente (Art.148 de la *Constitución Española*) (Figura 3.2).



Figura 3.2. Comunidades autónomas de España.

3.1.3 Metodología

3.1.3.1 Análisis cuantitativos de los eventos de envenenamiento

El uso de consultas sobre la base de datos permitió obtener el número de eventos de envenenamiento en que se vieron afectadas las especies registradas, así como el número de individuos de cada especie afectados en cada caso. Esta misma información se ha desglosado para los siguientes grupos faunísticos: Carnívoros, rapaces, Córvidos, otros Mamíferos, otras Aves, animales domésticos, Anfibios, Reptiles, Peces e Invertebrados. Se individualizan los grupos de rapaces y Córvidos del resto de especies de Aves, por las implicaciones que supone la amenaza del veneno para su conservación y por ser especies depredadoras con alguna incidencia en especies cinegéticas. Por el mismo motivo, se ha individualizado el grupo de los Carnívoros del resto de las especies de Mamíferos.

Con objeto de conocer si existe una sensibilidad diferencial al envenenamiento por parte de los diferentes grupos faunísticos, se ha calculado el número medio de individuos afectados por evento para cada grupo considerado. Además, se ha realizado la prueba de U de Mann-Whitney para comprobar si estas diferencias son estadísticamente significativas.

3.1.3.2 Análisis espacial de los eventos de envenenamiento

Como ya se indicó, el análisis espacial del número de eventos de envenenamiento y de individuos afectados durante el periodo de estudio se ha efectuado a escala de las comunidades autónomas. Además se ha representado el número total de individuos afectados para los siguientes grupos faunísticos: Carnívoros, rapaces, Córvidos, animales domésticos, otras especies de Mamíferos y otras especies de Aves.

Los datos de los eventos de envenenamiento compilados en la base de datos se agruparon por comunidades y se incorporaron a un *GIS*, con la herramienta *Join de ArcGIS*. Se ha utilizado como base cartográfica las comunidades autónomas de España en formato *shp* (Global Administrative Areas; GADM, 2011).

3.1.3.3 Análisis temporal de los eventos de envenenamiento

Los eventos de envenenamiento y los individuos afectados de los grupos: Carnívoros, rapaces, Córvidos y animales domésticos, que estaban compilados en la base de datos se

han agrupado por años y mensualmente mediante una consulta en *MS Access*. Con el objeto de comprobar si existía alguna tendencia en ambas series de datos, se han realizado modelos de regresión lineal de ambas variables frente a los años. Además se ha comprobado si existía correlación entre el número de eventos y de individuos afectados para el periodo estudiado, usando la prueba de correlación de Spearman. Por otra parte, se estimó la frecuencia mensual media del número de eventos, para comprobar si existía algún patrón temporal en la distribución de los episodios. Para comprobar si existían diferencias significativas dentro del ciclo anual se realizó la prueba Kruskal-Wallis. Posteriormente, se empleó la prueba de la U de Mann-Whitney para contrastar entre qué meses del año existían diferencias significativas respecto al número de eventos de envenenamiento. Estas pruebas se realizaron con el programa *SPSS*.

3.1.3.5 Análisis de los tóxicos registrados en los eventos de envenenamiento

Tanto a los eventos de envenenamiento como a los individuos afectados, se asociaron en la base de datos con los compuestos químicos y las familias químicas a las que pertenecían los tóxicos implicados en los procesos de envenenamiento.

Con el objeto de conocer si existía una sensibilidad diferencial al envenenamiento provocado por los diferentes grupos de tóxicos, según su uso y pertenencia a una familia química, se ha calculado el número medio de individuos afectados por evento. Además se realizó la prueba de U de Mann-Whitney para comprobar si estas diferencias eran o no significativas, empleando para ello el mencionado programa *SPSS*.

3.1.4 Resultados

En la base de datos utilizada hay recogidos 5.986 registros, correspondientes a 5.102 eventos. Los datos corresponden principalmente al periodo comprendido entre 1988 y 2010, aunque también hay datos para los años 1979, 1985 y 1986. En total resultaron afectados 9.595 individuos, siendo 2,38 el número medio de individuos por evento. En el 20,78% del los eventos se detectó únicamente la presencia del cebo envenenado, sin constatar su consumo por parte de animal alguno (1.601).

3.1.4.1 Análisis cuantitativos de los eventos de envenenamiento: especies y grupos faunísticos afectados

Hay registrados eventos de envenenamiento que afectan a 110 especies identificadas (y otras 22 sin determinar), repartidas en los siguientes grupos faunísticos: 13 especies de Carnívoros, 30 rapaces, 8 Córvidos, 15 de otros Mamíferos, 31 de otras Aves, 1 Anfibios, 4 Reptiles y 8 animales domésticos (Apéndice 3.1).

Los perros son los animales que se ven implicados en un mayor número de eventos y también con un mayor de individuos afectados (1,79 afectados / evento). En el grupo de las rapaces destacan el buitre leonado (*Gyps fulvus* Hablizl, 1783) (2,33 afectados / evento), milano real (1,46 afectados / evento) y milano negro (2,26 afectados / evento) como las especies más afectadas tanto por número de eventos como por número de individuos afectados. Entre los Carnívoros el zorro es el cumple esos dos máximos, con 1,44 zorros envenenados por evento. El lobo destaca por ser el segundo Carnívoro con más individuos afectados por evento de envenenamiento (1,26 afectados / evento).

El grupo de las rapaces está implicado en el 44,46% de los eventos de envenenamiento registrados y aporta el 40,88% del total de individuos afectados (Tabla 3.1). El grupo de animales domésticos es el segundo que acopia más eventos (28,00%), así como individuos afectados (26,29%). Ambos grupos registran un promedio cercano a los dos individuos afectados por evento de envenenamiento. El valor promedio de Carnívoros afectados por evento (1,47) es ligeramente menor que el de rapaces (1,95) (Tabla 3.1), aunque no existen diferencias significativas (Tabla 3.2). Es de destacar que existen diferencias significativas entre el número medio de Córvidos afectados por evento de envenenamiento y el de rapaces y Carnívoros (Tabla 3.2). Esto mismo resultado arroja la prueba de U de Mann-

3. Análisis del estado actual del empleo cebos envenenados en España

Whitney al comparar los animales domésticos con los grupos de los rapaces y Carnívoros (Tabla 3.2).

Tabla 3.1. Número de eventos de envenenamiento e individuos afectados en función de los grupos faunísticos establecidos.

	Nº de eventos	%	Nº afectados	%	Media de afectados por evento
Carnívoros	594	13,14	874	9,11	1,47
Rapaces	2.010	44,46	3.921	40,88	1,95
Córvidos	242	5,35	569	5,93	2,35
Otros Mamíferos	106	2,34	180	1,88	1,70
Otras Aves	257	5,68	1.391	14,50	5,41
Animales domésticos	1.266	28,00	2.521	26,29	1,99
Anfibios	1	0,02	2	0,02	2,00
Reptiles	23	0,51	34	0,35	1,48
Peces	14	0,31	87	0,91	6,21
Invertebrados	8	0,18	12	0,13	1,50

Tabla 3.2. Comparación entre los grupos faunísticos establecidos del número de individuos afectados por evento de envenenamiento. La significación de la prueba de U de Mann-Whitney se corresponde con los siguientes símbolos: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$ y *** = $P < 0,001$. El símbolo (-) indican ausencia de significación estadística.

	Rapaces	Córvidos	Otros Mamíferos	Otras Aves	Animales domésticos	Anfibios	Reptiles	Peces	Invertebrados
Carnívoros	-	***	-	***	***	-	-	***	-
Rapaces		***	*	***	***	-	-	-	-
Córvidos			*	-	-	-	*	**	-
Otros Mamíferos				-	-	-		**	-
Otras Aves					*	-	*	*	-
Animales domésticos						-	-	**	-
Anfibios							-	-	-
Reptiles								**	-
Peces									-
Invertebrados									-

3.1.4.2 Análisis espacial de los eventos de envenenamiento de fauna

La base de datos contiene información de eventos de envenenamiento en las 17 comunidades autónomas de España, careciendo de datos procedentes de Ceuta y Melilla. Andalucía es la comunidad que registra el máximo número de eventos de envenenamiento y de individuos afectados, lo que supone el 36,57% de los eventos del país y el 29,02% de los individuos afectados (Figura 3.3). Le sigue Castilla y León con el 21,64% de los eventos y el 26,50% de individuos afectados. La tercera comunidad en esta clasificación es Castilla - La Mancha con un 12,68% de los eventos y el 11,19 % de los individuos afectados a escala nacional.

En términos relativos, las Islas Baleares constituyen la comunidad que registra mayor número de eventos (3,14 / 100 km²) (Figura 3.4). En orden decreciente le sigue Andalucía (2,12 / 100 km²), Castilla y León (1,17 / 100 km²) y el Principado de Asturias (1,06 eventos / 100 km²). El resto de comunidades autónomas registran menos de un evento por 100 km² de superficie.

Andalucía es la comunidad con mayor número de Carnívoros afectados (43,94%) así como de animales domésticos (42,21%). Lo mismo ocurre para otras Aves (21,65%) y otros Mamíferos (48,33%) (Figura 3.5). Por otro lado, Castilla y León es la comunidad con mayor número de rapaces (41,82%) y Córvidos (39,89%) afectados por eventos de envenenamiento.

3. Análisis del estado actual del empleo cebos envenenados en España

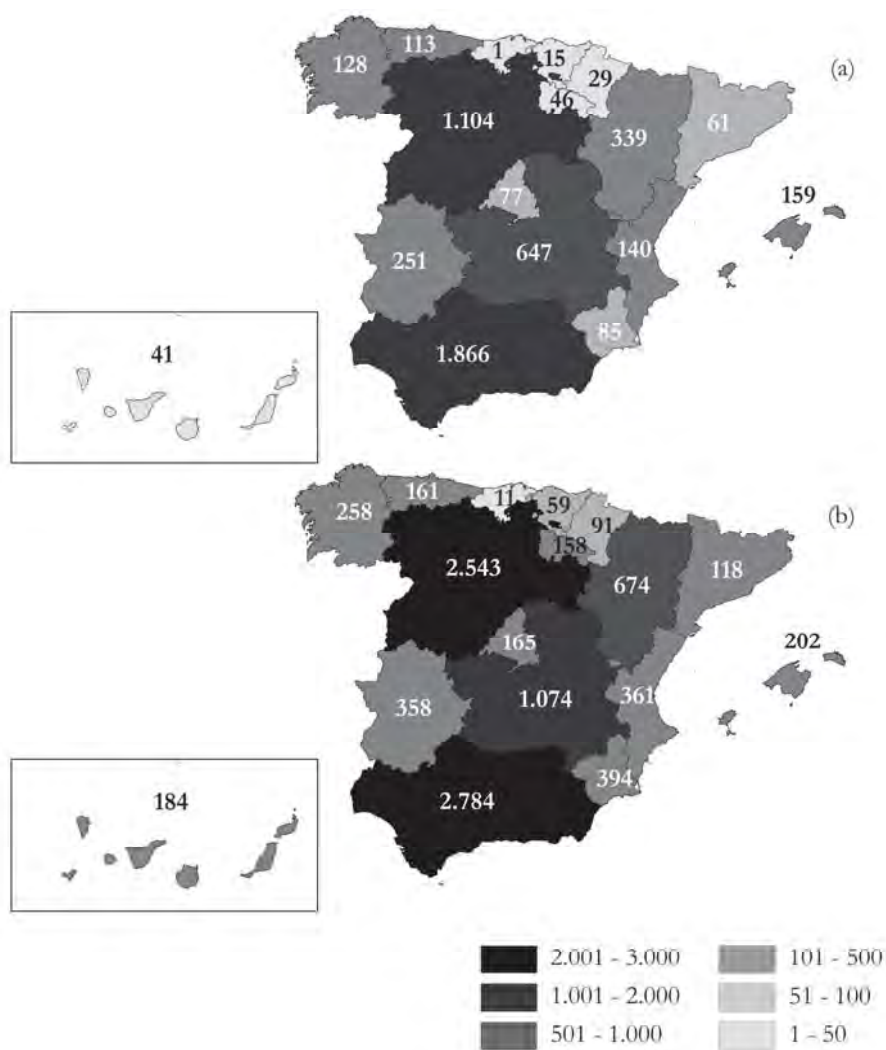


Figura 3.3. Eventos de envenenamiento (a) e individuos afectados (b) en España entre 1979 y 2010 a escala autonómica.

3. Análisis del estado actual del empleo cebos envenenados en España

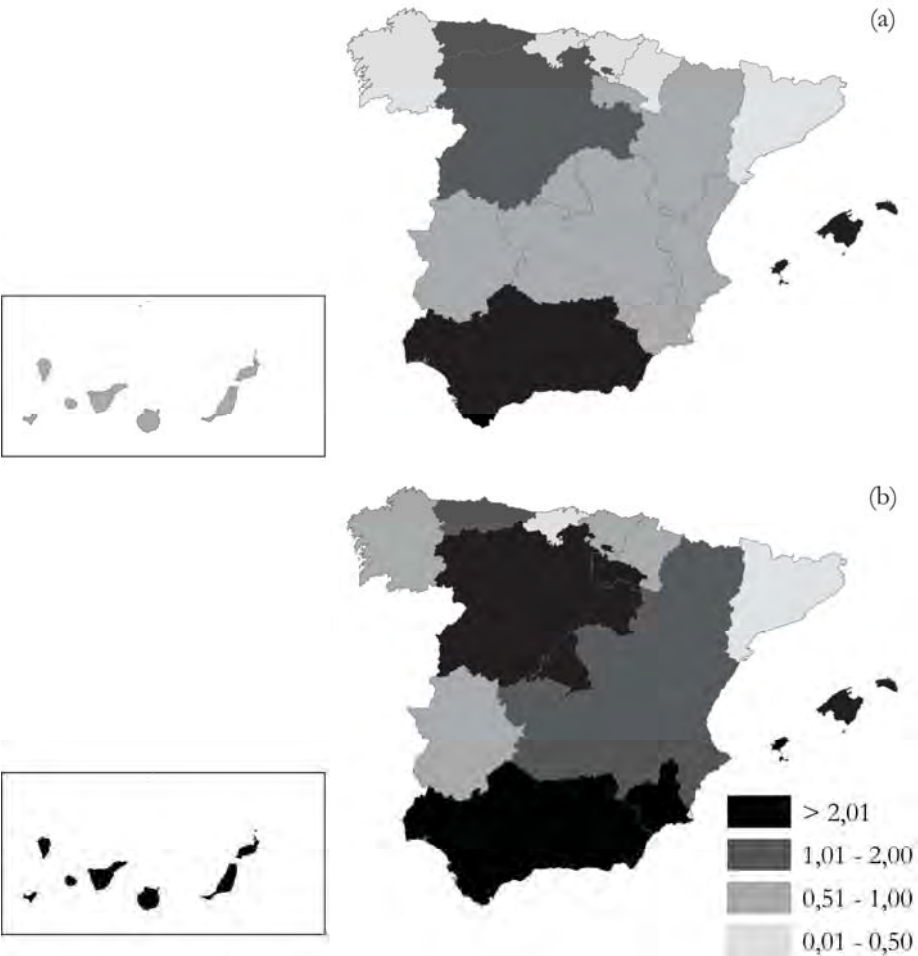


Figura 3.4. Densidad de eventos de envenenamiento (a) e individuos afectados (b), entre 1979 y 2010 en España a escala autonómica. Los valores son relativos a 100 km² del área de la comunidad autónoma.

3. Análisis del estado actual del empleo cebos envenenados en España

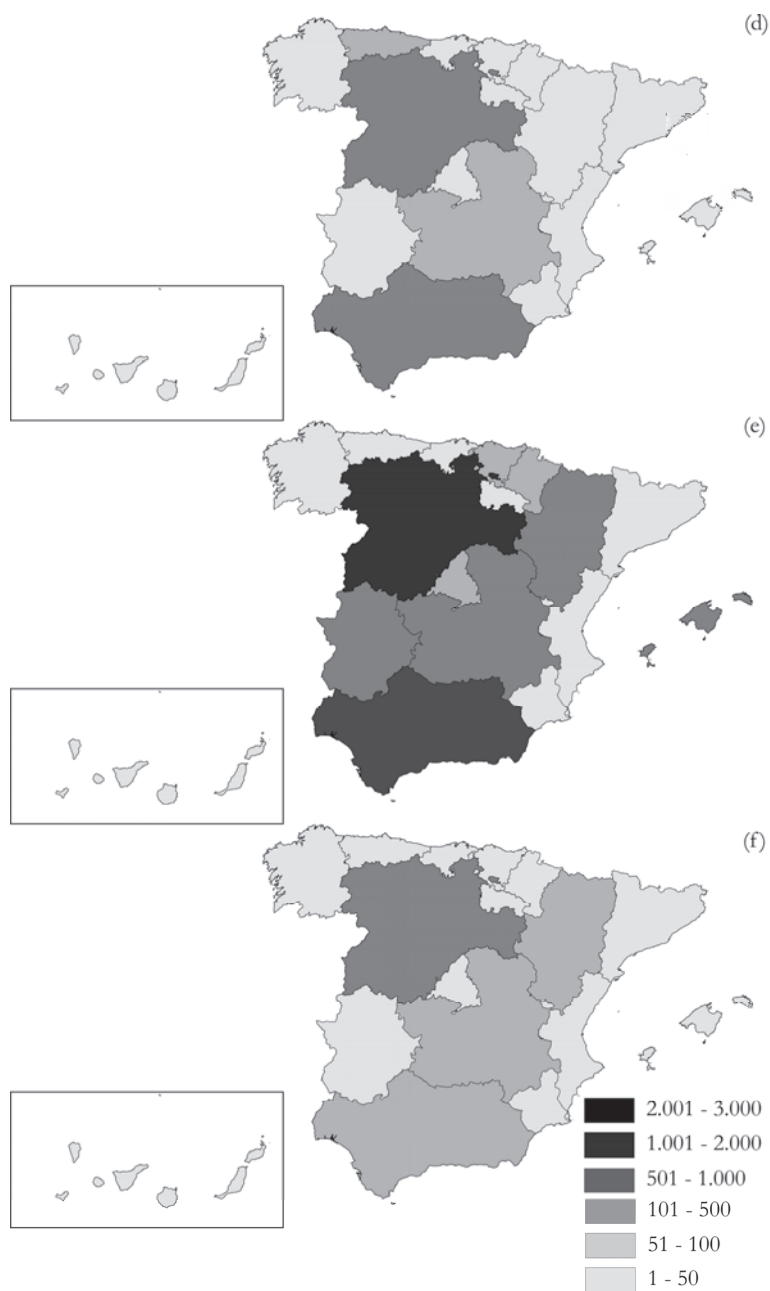


Figura 3.5. Individuos afectados por envenenamiento en España entre 1979 y 2010. Los resultados se presentan por regiones autonómicas y grupos faunísticos establecidos: Carnívoros (a), rapaces (b), Córvidos (c), animales domésticos (d), otras Aves (e) y otros Mamíferos (f).

3. Análisis del estado actual del empleo cebos envenenados en España

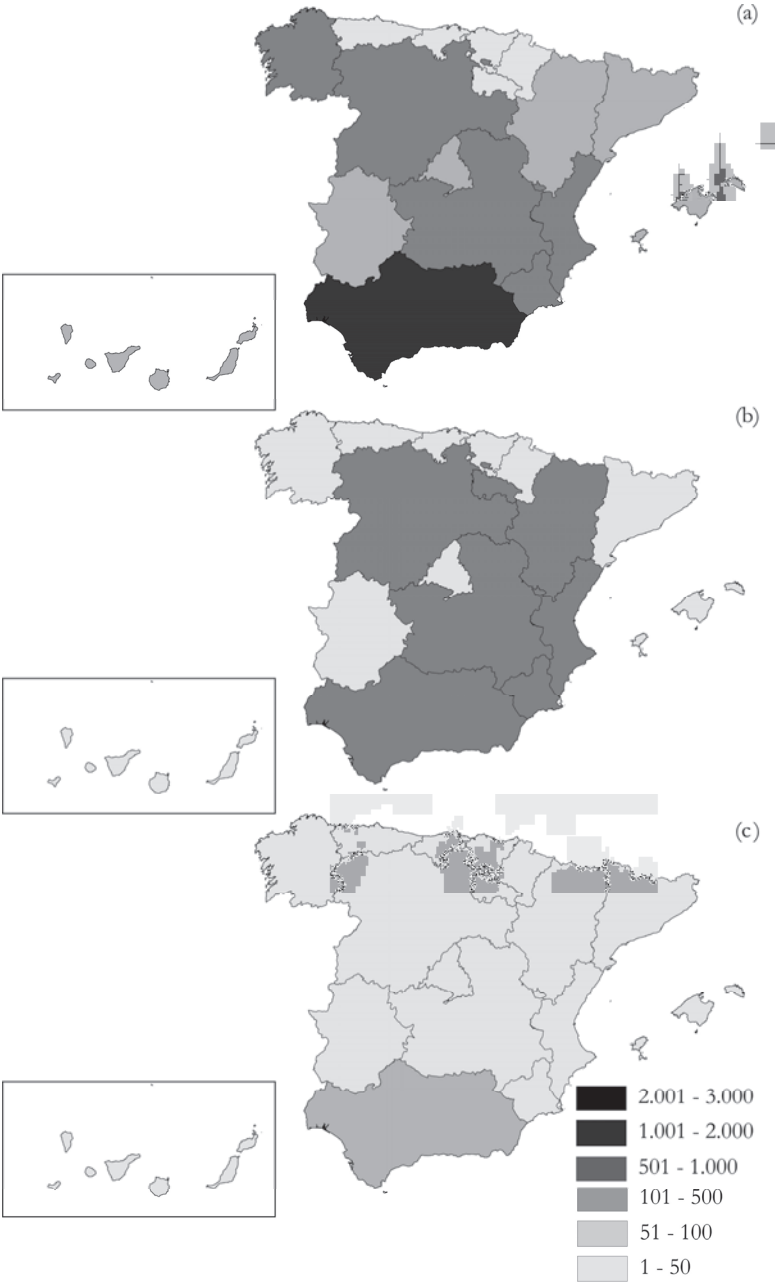


Figura 3.5. (Continuación).

3.1.4.3 Análisis temporal de los eventos de envenenamiento

Para el periodo considerado se observa una tendencia creciente tanto del número de eventos de envenenamiento como del número de individuos afectados (Figura 3.6, Tabla 3.3), estando ambas variables significativamente correlacionadas (Tabla 3.4). En el año 2000 se alcanza el máximo para las dos series de datos, siendo el colofón de una tendencia alcista del número de eventos ($\beta = 26,89$; $R^2 = 0,64$; $P < 0,001$; $N = 15$) y del de individuos afectados ($\beta = 49,42$; $R^2 = 0,61$; $P < 0,001$; $N = 15$).

Las rapaces son el grupo que acumulan la mayor proporción de individuos afectados sobre el total anual, seguido del grupo de animales domésticos y de Carnívoros (Figura 3.6). Además, para el periodo temporal considerado se detecta una tendencia positiva tanto en el número de eventos ($\beta = 5,34$; $R^2 = 0,31$; $P < 0,01$; $N = 23$) como en el número de rapaces afectadas ($\beta = 8,18$; $R^2 = 0,25$; $P < 0,01$; $N = 23$) (Tabla 3.3), estando ambas variables fuertemente correlacionadas ($\rho = 0,94$; $P < 0,01$; $N = 23$) (Tabla 3.4).

3. Análisis del estado actual del empleo cebos envenenados en España

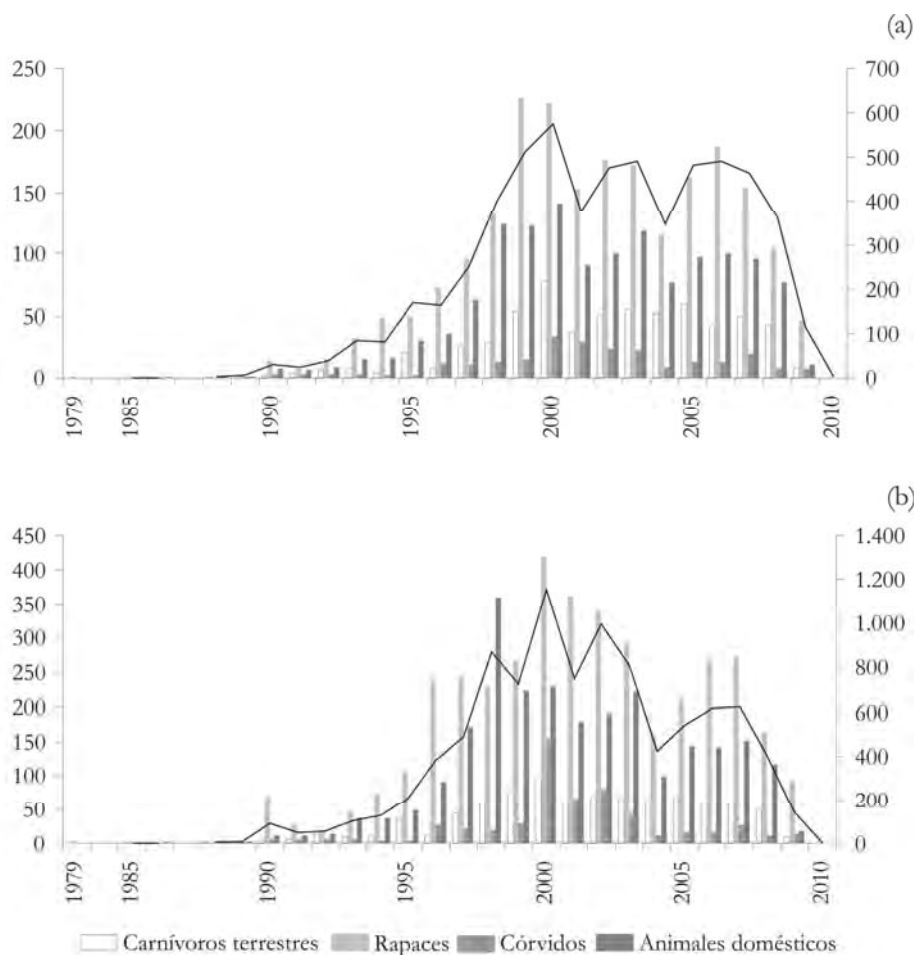


Figura 3.6. Eventos anuales de envenenamiento (a) e individuos afectados (b) entre 1979 y 2010. Las series de datos correspondientes al total de eventos y de afectados se representan con una línea y los valores se corresponden con el eje de la derecha. Los gráficos de barras corresponden a los datos de los siguientes grupos faunísticos: Carnívoros, rapaces, Córvidos y animales domésticos.

3. Análisis del estado actual del empleo cebos envenenados en España

Tabla 3.3. Modelos de regresión lineal del número de eventos de envenenamiento y del número de individuos afectados por grupos faunísticos frente a los años en que se registraron. La significación se muestra con los siguientes símbolos: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$ y *** = $P < 0,001$.

		B	R ²		N
Nº de eventos	Total	16,47	0,42	***	26
	Carnívoros	2,51	0,45	***	21
	Rapaces	5,34	0,31	**	24
	Córvidos	0,79	0,30	**	22
	Animales domésticos	4,69	0,44	***	23
Nº de afectados	Total	23,01	0,28	**	26
	Carnívoros	2,84	0,38	**	21
	Rapaces	8,18	0,25	*	24
	Córvidos	1,51	0,08		22
	Animales domésticos	7,25	0,26	*	23

Tabla 3.4. Coeficientes de correlación de Spearman entre el número anual de eventos de envenenamiento y el número de individuos de afectados por grupos faunísticos. La significación se muestra con el siguiente símbolo: ** = $P < 0,01$.

Nº de eventos Nº de afectados	ρ		N
Total	0,95	**	26
Carnívoros	0,95	**	21
Rapaces	0,93	**	24
Córvidos	0,97	**	22
Animales domésticos	0,97	**	23

3.1.4.4 Análisis anual de los eventos de envenenamiento

Según los resultados de la prueba de Kruskal Wallis existen diferencias significativas mensuales en relación al número de eventos registrado ($\chi^2 = 23,45$; $P < 0,05$; $N = 231$). Los meses que registran mayor número de eventos de envenenamiento son marzo, abril y mayo, con un valor medio de 28,56 eventos mensuales ($DE = 0,98$). La prueba de U de Mann-Whitney revela diferencias significativas entre el número de eventos registrados durante los meses de marzo a mayo y los registrados entre julio y enero, con los meses de febrero y junio de interfase (Figura 3.7).

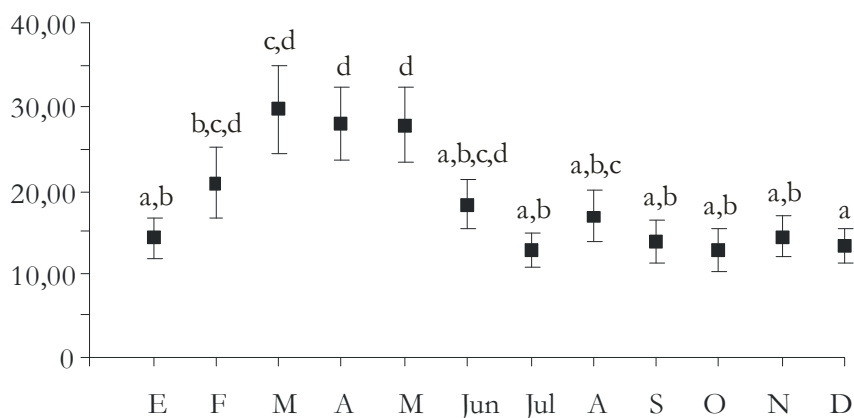


Figura 3.7. Número medio de eventos registrados mensualmente durante el periodo 1979 - 2010. Las barras representan el error típico. Los meses sin diferencias significativas en el número de eventos detectados para el periodo de estudio, según la prueba de U de Mann-Whitney, se han codificado con la misma letra o letras en el rótulo.

3.1.4.5 Análisis de los tóxicos responsables de los eventos de envenenamiento

En el 43,83% de los 2.253 eventos de envenenamiento registrados en la base de datos no se especifica el tipo de tóxico utilizado. En algunos eventos se cita solamente el uso y la familia química. A partir de los casos donde se identifica el compuesto químico implicado, se han detectado 72 productos diferentes (Apéndice 3.2).

Los dos compuestos más habituales en los eventos de envenenamiento son insecticidas de la familia química de los carbamatos, concretamente el aldicarb, presente en 23,34% de los eventos registrados (1.164 eventos), y el carbofurano que aparece en el 14,41% de los eventos (722 eventos). El tercer compuesto en orden de importancia es un rodenticida de la familia de los alcaloides, la estricnina, presente en 3,93% de los casos (197 eventos) (Apéndice 3.2).

Los insecticidas son los tóxicos más frecuentes (47,76% de los eventos, Tabla 3.5). De ellos se han identificada 46 compuestos químicos: 26 organofosforados, 11 carbamatos, 4 organoclorados, 4 piretroides y 1 fenol (Apéndice 3.2). El siguiente grupo de tóxicos más empleado es el de los rodenticidas (6,61% de los eventos).

La media de individuos afectados por evento es más alta para los tóxicos del grupo de rodenticidas, con un valor medio de 1,91 individuos por evento (Tabla 3.5), seguida de los insecticidas con 1,64 (Tabla 3.5). Los resultados de la prueba de U de Mann-Whitney indican que existen diferencias significativas entre el número de individuos afectados por evento en los que resulto implicado un rodenticida frente los afectados por un evento en el que se empleo un insecticida ($Z = 2,46$; $P < 0,01$). Esta misma prueba no arroja diferencias significativas entre el resto de los grupos de tóxicos según su uso.

Al analizar el número de ejemplares afectados por evento según la familia química a la que pertenece el tóxico, se detectan diferencias significativas entre los insecticidas de la familia de los carbamatos y de los organofosforados ($Z = 4,59$; $P < 0,001$), así como entre el número de animales afectados por carbamatos y alcaloides ($Z = 2,18$; $P < 0,05$).

3. Análisis del estado actual del empleo cebos envenenados en España

Tabla 3.5. Número de eventos de envenenamiento y de ejemplares afectados en España entre 1979 y 2010, en función de la naturaleza de los elementos tóxicos identificados. Los compuestos aparecen ordenados según su uso y la familia química a la que pertenecen.

Uso / Familia química	Nº de eventos	Nº de afectados	Media de afectados por evento	DE
Fungicidas	3	3	1,00	0,00
Fenoles	1	1	1,00	0,00
Organoclorados	1	1	1,00	0,00
Quinoleínas	1	1	1,00	0,00
Herbicidas	7	8	1,14	1,46
Bipiridílicos	2	2	1,00	0,00
Tiocarbamatos	5	8	1,60	1,52
Insecticidas	2.455	4.106	1,67	3,90
Carbamatos	2.128	3.555	1,67	3,94
Fenoles	1	1	1,00	0,00
Organoclorados	54	80	1,48	2,13
Organofosforados	503	823	1,64	3,20
Piretroides	8	10	1,25	1,28
Molusquicidas	47	50	1,06	0,82
Aldehídos	4	1	0,25	0,50
Carbamatos	43	49	1,14	0,80
Rodenticidas	340	648	1,91	4,20
Acetal clorado	4	3	0,75	0,96
Alcaloides	196	452	2,31	5,30
Derivados de cumarinas	42	39	0,93	1,31
Indanonas	7	12	1,71	1,38
Compuestos inorgánicos	17	23	1,35	1,22
Otros	18	17	0,94	0,80
Sin identificar	2.253	4.790	2,13	5,43

3.2 Modelación espacial de los eventos de envenenamiento en España

3.2.1 Metodología

Se ha modelado la distribución de eventos de envenenamiento acontecidos en España peninsular (ver más adelante), siendo dos los objetivos principales: desarrollar un mapa que identifique las áreas más proclives al acaecimiento de eventos de envenenamiento, e identificar las variables ambientales y relacionadas con la actividad humana que determinan ese patrón.

La disponibilidad de variables predictoras ha condicionado la modelación de los eventos de envenenamiento en España peninsular. La información sobre el área de estudio está recogida en el apartado 2.1.4 de la presente memoria. La escala espacial empleada en estas modelizaciones ha sido el municipio (INE, 2005).

3.2.1.1 Eventos de envenenamiento en España

Los datos de eventos de envenenamiento empleados para modelar su distribución espacial corresponden principalmente al periodo comprendido entre 1988 y 2010, aunque también se han incluido datos referentes a los años 1979, 1985 y 1986. El 4,54 % de los eventos registrados durante el citado período carecen de información geográfica concreta, por lo que no se han podido asignar a ningún municipio y, por consiguiente, han sido excluidos. Los eventos de envenenamiento se han registrado en un 23,2% de los municipios de España (1914 municipios), cifrándose el número medio por municipio en $2,57 \pm 3,49$ (máximo = 58, mínimo = 1).

Aunque hay datos de envenenamiento para toda España, incluidos los archipiélagos balear y canario, los datos de las variables predictoras empleadas para modelar sólo están disponibles para la España peninsular. Por ello la presente investigación se ha restringido a los 8.094 municipios peninsulares, habiéndose registrado eventos de envenenamiento en el 22,82% de los municipios (1.847 municipios) (Figura 3.8). El número medio de eventos en estos municipios ha sido de $2,53 \pm 3,46$ (máximo = 58, mínimo = 1, suma = 4.681).

3. Análisis del estado actual del empleo cebos envenenados en España



Figura 3.8. Distribución del número de eventos de envenenamiento detectados en España peninsular entre 1979 - 2010 a escala municipal.

3.2.1.2 Variables predictoras

Para modelar la distribución de los eventos de envenenamiento se emplearon 32 variables predictoras, relacionadas con las condiciones espaciales, humanas y de usos de suelo, riqueza de depredadores y favorabilidad ambiental para las especies cinegéticas (Tabla 3.6). Las variables han sido seleccionadas por disponibilidad a escala municipal y su posible vinculación con la variable dependiente.

3. Análisis del estado actual del empleo cebos envenenados en España

Tabla 3.6. Variables predictoras, y factores asociados empleados para modelar la distribución del número de eventos de envenenamiento en España peninsular a escala municipal. Se marcan con un asterisco las variables no seleccionadas por el procedimiento del FDR.

Código	Factores y variables
A	Área
<i>A</i>	Área municipal (km ²)
E	Espacial
<i>Long</i>	Longitud geográfica del centroide del polígono del municipio (km)
<i>Lat</i>	Latitud geográfica del centroide del polígono del municipio (km)
UH	Usos de suelo y actividad humana
<i>CSec</i>	Cultivos de secano y viñas ¹
<i>CReg</i>	Cultivos de regadío ¹
<i>Bos</i>	Bosques ¹
<i>EBos-Mat</i>	Ecotono bosque-matorral ¹
<i>Fru</i>	Frutales ¹
<i>Past</i>	Pastizales ¹
<i>PNat</i>	Praderas naturales ¹
<i>VegEsc</i>	Vegetación esclerofila ¹
<i>ZAgrHet</i>	Zonas agrícolas heterogéneas ¹
<i>ZMon</i>	Zonas de montaña de vegetación escasa ¹
<i>ZUrb</i>	Zonas urbanas ¹
<i>SAU</i>	Superficie agrícola útil (SAU) (ha de SAU / ha de superficie agrícola) ^{2*}
<i>CGan</i>	Carga ganadera (nº de cabezas de ganado/ ha de SAU) ²
<i>DCos</i>	Densidad de cosechadoras (nº de cosechadoras / 100 ha) ²
<i>DTrac</i>	Densidad de tractores (nº de tractores/ 100 ha) ²
<i>IMA</i>	Índice de marginación agrícola (0 = normal, 1 = desfavorecido, 2 = de montaña) ^{2*}
<i>MBT</i>	Margen de beneficios total de explotación agrícola (Pesetas) ²
<i>Parc</i>	Parcelación (nº parcelas / SAU) ²
<i>Barbe</i>	Barbecho (ha) ²
<i>SReg</i>	Superficie regada (ha) ²
<i>DPobl</i>	Densidad de población (nº de personas / 100 ha) ³
C	Cinegético (Favorabilidad ambiental de especies cinegéticas, Valor medio de favorabilidad ambiental para el municipio, valores: 0 - 1)
<i>FPerR</i>	Favorabilidad ambiental perdiz roja (<i>Alectoris rufa</i>) ⁵
<i>FLie</i>	Favorabilidad ambiental liebre ibérica (<i>Lepus granatensis</i>) ⁴
<i>FCon</i>	Favorabilidad ambiental conejo (<i>Oryctolagus cuniculus</i>) ⁴
<i>FCor</i>	Favorabilidad ambiental corzo (<i>Capreolus capreolus</i>) ⁴
<i>FCabM</i>	Favorabilidad ambiental cabra montés (<i>Capra pyrenaica</i>) ⁴
<i>FCie</i>	Favorabilidad ambiental ciervo (<i>Cervus elaphus</i>) ⁴
<i>FJab</i>	Favorabilidad ambiental jabalí (<i>Sus scrofa</i>) ⁴
D	Depredadores (Riqueza de depredadores = nº máximo de especies detectadas en algunas de las cuadrículas UTM de 10 x 10km del municipio)
<i>RCarn</i>	Riqueza de Carnívoros ⁴
<i>RDep</i>	Riqueza de depredadores ^{4,5}
<i>RRap</i>	Riqueza de rapaces ⁵

Fuentes: ¹ Centro Nacional de Información Geográfica (CNIG) (2004) – estas variables se refieren al % de superficie de usos o coberturas del municipio-, ² INE (2009) -estas variables se refieren al valor medio para las explotaciones agrícolas del municipio-, ³ INE (2009), ⁴ Palomo *et al.* (2007) y ⁵ Martí y del Moral (2003).

3. Análisis del estado actual del empleo cebos envenenados en España

3.2.1.2.1 Digitalización de variables e inclusión en la base de datos

3.2.1.2.1.1 Variables de área y espaciales

A partir del fichero vectorial de los municipios de España (extensión shp), empleando la herramienta *Calculate geometry* de *ArcGIS*, se calculó el área municipal, la longitud y latitud geográficas de los polígonos correspondientes a los municipios.

3.2.1.2.1.2 Variables de usos del suelo y vegetación

Para la identificación de los usos de suelo y la vegetación de los municipios se empleó el *Corine Land Cover de 2000* (CNIG, 2004). Las clases de usos de suelo y vegetación considerados en esta fuente se han reclasificado en las once clases recogidas en la Tabla 3.6. Posteriormente, se transformó el mapa vectorial en un raster de 1 x 1km y usando la herramienta *Zonal statistic as table* se ha obtenido la superficie de cada clase por municipio. El porcentaje de superficie de municipio ocupada por cada clase de usos de suelo y vegetación se ha calculado en relación a la superficie total del municipio.

3.2.1.2.1.3 Variables cinegéticas

Para la caracterización cinegética de los municipios de España, se ha modelado la favorabilidad ambiental de tres especies de caza menor (conejo, liebre ibérica -*Lepus granatensis* Rosenhauer, 1856 - y perdiz roja) y cuatro de caza mayor (cabra montés, corzo, ciervo, y jabalí), a partir de los datos de presencia/ausencia de estas especies en las cuadrículas UTM de 10 x 10 km recogidos en los Atlas de Mamíferos (Palomo *et al.*, 2007) y Aves Reproductoras de España (Martí y del Moral, 2003). Para modelar la distribución de estas especies se emplearon 28 variables predictoras, relacionadas con las condiciones espaciales, topográficas, humanas y climáticas (Apéndice 3.3). El procedimiento para la modelación es el mismo que se detalló en el apartado 2.2.1.3 de la presente memoria. En el Apéndice 3.4 se recogen las variables significativas con una Tasa de Descubrimiento Falso de $q < 0,05$ para cada especie. En el Apéndice 3.5 se recopilan las ecuaciones de regresión (ver Ecuación 2.5, apartado 2.2.1.3.2 de la presente memoria) de los modelos de favorabilidad correspondientes a cada especie cinegética. Los mapas de los modelos de favorabilidad ambiental de las especies de caza menor en España, por cuadrículas UTM de

10 x 10 km, se recogen en el Apéndice 3.6 y los de especies de caza mayor en el Apéndice 3.7.

Todos los modelos se proyectaron a una escala de resolución de 1 x 1 km (*downscaling*), introduciendo los mapas de las variables a esta resolución en la calculadora de *Idrisi Kilimanjaro* (Clark Labs en Clark University, Worcester, US). Los valores medios de favorabilidad ambiental de las distintas especies cinegéticas a escala municipal se obtuvieron empleando la herramienta *Zonal statistic as table* de *ArcGIS*.

3.2.1.2.1.4 Variables relativas a los depredadores

A partir de los mapas de presencia/ausencia en cuadrículas UTM de 10 x 10 km de las especies de depredadores recogidas en los Atlas de Mamíferos (Palomo *et al.*, 2007) y Aves Reproductoras de España (Martí y del Moral, 2003), se obtuvo la riqueza de Carnívoros y rapaces en los municipios de España, siguiendo el mismo procedimiento descrito en el apartado 2.2.1.2.1.4 de la presente memoria.

En el caso de Carnívoros, han sido once las especies consideradas para el cálculo de la riqueza: *Canis lupus*, *Vulpes vulpes*, *Mustela erminea*, *Mustela nivalis*, *Mustela lutreola*, *Mustela putorius*, *Neovison vison*, *Martes martes*, *Martes foina*, *Meles meles*, *Lutra lutra*, *Ursus arctos*, *Herpestes ichneumon*, *Genetta genetta*, *Felis silvestris* y *Lynx pardinus*.

En el caso de las rapaces, las especies consideradas para el cálculo de la riqueza han sido treinta y dos: *Pernis apivorus*, *Elanus caeruleus*, *Milvus migrans*, *Milvus milvus*, *Gypaetus barbatus*, *Neophron percnopterus*, *Aegypius monachus*, *Gyps fulvus*, *Circus gallicus*, *Circus aeruginosus*, *Circus cyaneus*, *Circus pygargus*, *Accipiter gentilis*, *Accipiter nisus*, *Buteo buteo*, *Aquila adalberti*, *Aquila chrysaetos*, *Hieraaetus pennatus*, *Hieraaetus fasciata*, *Pandion haliaetus*, *Falco naumanni*, *Falco tinnunculus*, *Falco subbuteo*, *Falco peregrinus*, *Bubo bubo*, *Athene noctua*, *Asio otus*, *Asio flammeus*, *Aegolius funereus* (Linnaeus, 1758), *Otus scops*, *Tyto alba* y *Strix aluco*.

3.2.1.3 Modelación de las distribuciones

Antes de construir el modelo, se analizó el nivel de significación individual de cada variable sobre la distribución del número de eventos de envenenamiento. Para ello se establecieron Modelos Lineales Generalizados (Generalized Linear Model; *GLM*) con una distribución de Poisson y una función de enlace logarítmica para cada una de las variables. En este paso se seleccionó para su inclusión en el modelo el conjunto de variables que eran significativas

3. Análisis del estado actual del empleo cebos envenenados en España

bajo una Tasa de Descubrimiento Falso (*FDR*) de $q < 0,05$, siguiendo el procedimiento propuesto por Benjamini y Yekutieli (2001). Finalmente, para la construcción del modelo de distribución del número de eventos de envenenamiento, se usó un *GLM* con una distribución de Poisson. En este caso las variables seleccionadas tras el *FDR* fueron sometidas a un método de selección por pasos hacia adelante - hacia atrás, empleado el criterio de información de Akaike (Akaike's Information Criterion; *AIC*; Chambers y Hastie, 1997).

El ajuste de los *GLM* se caracterizó a través de la reducción de la desviación, que puede ser fácilmente convertida en una desviación explicada (D^2) (Guisan y Zimmermann, 2000):

$$D^2 = (\text{desviación nula} - \text{desviación residual}) / \text{desviación nula}$$

Ecuación 3.1

donde la desviación nula es la del modelo nulo (ajustado sin variables independientes), y la desviación residual es la desviación que sigue sin explicarse por el modelo final. El procedimiento estadístico se llevó a cabo con el software R 2.7.2 (www.r-project.org, último acceso Febrero 2011).

Para el tratamiento de la colinearidad, de la autocorrelación espacial y del estudio de partición de la variación se realizaron las mismas pruebas que las empleadas en el apartado 2.2.1.3 de la presente memoria.

3.2.2 Resultados

Las variables seleccionadas por el procedimiento del *FDR* han sido 30 (ver Tabla 3.6), de las cuales 26 entraron en el modelo final de distribución de eventos de envenenamiento, incluyendo variables de los cinco factores considerados (Tabla 3.7). El valor de AIC del modelo final es 15.973,46, en el apéndice 3.8 se muestran los valores de AIC de los modelos intermedios. El número de eventos de envenenamiento pronosticado es sustancialmente mayor para la mitad sur peninsular (Figura 3.9). En la mitad norte se acumulan los eventos de envenenamiento en la Cordillera Cantábrica y la Meseta Central. El modelo resultante explica el 58,43% de la variación del número de eventos de envenenamiento registrados por municipio.

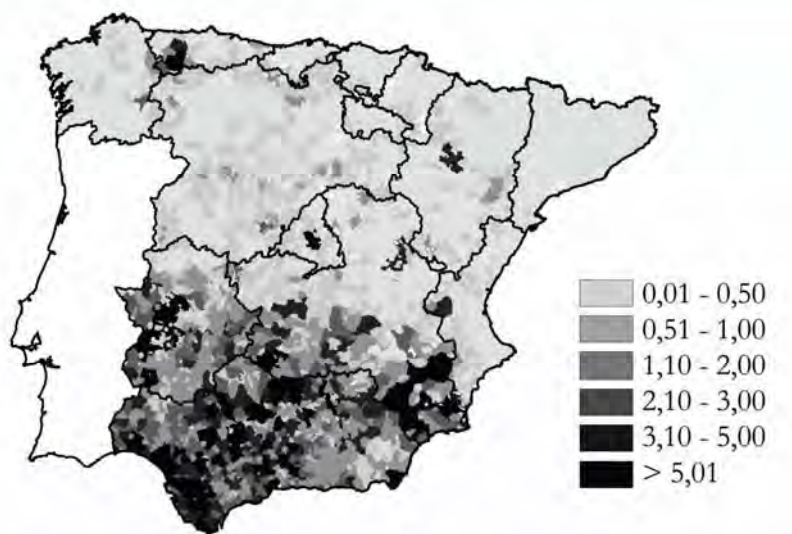


Figura 3.9. Distribución del número de eventos de envenenamiento predichos por el modelo para España peninsular a escala municipal. Se representa en blanco los municipios para los que no hubo predicción.

Se considera que no existen problemas derivados de la colinealidad entre las variables pues los valores de los coeficientes de correlación de Spearman entre ellas es menor que $|0,8|$ (Apéndice 3.9). Los residuos del modelo revelan que no existen problemas de autocorrelación espacial, variando los valores del índice de Moran entre -0,001 y 0,002 y no siendo en ningún caso estadísticamente significativos ($P > 0,05$ en todos los casos).

3. Análisis del estado actual del empleo cebos envenenados en España

Tabla 3.7. Variables seleccionadas en el modelo de distribución del número de eventos de envenenamiento para España peninsular a escala municipal. Se muestran los coeficientes (β) correspondientes a las variables y el valor del estadístico Z (N=7.882). La significación se muestra con los siguiente símbolos: . = $P < 0,1$, * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$ y *** = $P < 0,001$. Las variables aparecen recogidas en el orden que entraron en el modelo. Los códigos de las variables como en la Tabla 3.6.

Variables	B	Z
Constante	9,90	2,00.10 ⁻¹⁶ ***
<i>A</i>	9,29.10 ⁻³	2,00.10 ⁻¹⁶ ***
<i>Lat</i>	-2,43.10 ⁻⁶	2,00.10 ⁻¹⁶ ***
<i>RRap</i>	7,20.10 ⁻²	2,00.10 ⁻¹⁶ ***
<i>Fjav</i>	-3,67.10 ⁻¹	3,15.10 ⁻³ **
<i>Fru</i>	-3,86.10 ⁻³	3,44.10 ⁻⁶ ***
<i>Long</i>	-1,22.10 ⁻⁶	2,00.10 ⁻¹⁶ ***
<i>FCon</i>	-1,17	2,00.10 ⁻¹⁶ ***
<i>FCorr</i>	-8,72.10 ⁻¹	2,00.10 ⁻¹⁶ ***
<i>RCarn</i>	7,42.10 ⁻²	1,76.10 ⁻¹⁵ ***
<i>Past</i>	-4,17.10 ⁻³	1,46.10 ⁻¹
<i>MBT</i>	3,08.10 ⁻⁸	4,00.10 ⁻⁷ ***
<i>PNat</i>	-9,07.10 ⁻³	2,00.10 ⁻¹⁶ ***
<i>CReg</i>	-9,45.10 ⁻³	2,00.10 ⁻¹⁶ ***
<i>VegEsc</i>	-8,91.10 ⁻³	2,00.10 ⁻¹⁶ ***
<i>ZAgrHet</i>	-4,87.10 ⁻³	1,11.10 ⁻⁶ ***
<i>FPerR</i>	7,17.10 ⁻¹	3,27.10 ⁻¹¹ ***
<i>FLie</i>	-1,14	3,74.10 ⁻⁸ ***
<i>CSec</i>	-6,99.10 ⁻³	2,00.10 ⁻¹⁶ ***
<i>DTrac</i>	-2,61	1,78.10 ⁻⁴ ***
<i>Bos</i>	-6,66.10 ⁻³	4,13.10 ⁻¹⁶ ***
<i>EBos-Mat</i>	-7,19.10 ⁻³	1,50.10 ⁻¹⁴ ***
<i>ZMon</i>	-6,22.10 ⁻³	6,53.10 ⁻¹⁰ ***
<i>ZUrb</i>	-3,29.10 ⁻³	1,89.10 ⁻² *
<i>Barbe</i>	-4,41.10 ⁻³	5,27.10 ⁻² .
<i>FCabM</i>	1,63.10 ⁻¹	6,13.10 ⁻² .
<i>SReg</i>	1,09.10 ⁻³	1,19.10 ⁻¹

3. Análisis del estado actual del empleo cebos envenenados en España

El factor espacial aparentemente es el que explica la mayor parte de la variación del modelo (51,84%) y el que menos el factor de depredadores (7,29%). En cambio, si valoramos el efecto puro de los factores, este último es el que más porcentaje de la variación explica (26,56%). En general, el efecto aparente de los factores considerados es mayor a su efecto puro y sólo en el caso del factor de depredadores el efecto puro es mayor (Tabla 3.8).

Si se tiene en cuenta el efecto compartido entre pares de factores, los valores del porcentaje de la variación explicada son en general positivos. Tan sólo las interacciones del factor depredador con los factores: área (-4,03%) y espacial (-19,12%), la variación explicada tiene un valor negativo (Tabla 3.9). Es decir estos factores por pares oscurecen uno el efecto del otro.

Tabla 3.8. Porcentaje de la variación explicada por los factores puros ($R^2_{pi} = 1 - R^2_{i-i}$) y aparentes (R^2_j) de los factores en el modelo de de distribución de los eventos de envenenamiento.

Factores	Efecto puro	Efecto aparente
Área (A)	1,20	18,84
Espacial (E)	16,28	51,84
Depredadores (D)	26,56	7,29
Cinegético (C)	11,64	43,96
Usos del suelo y actividad humana (UH)	3,37	33,52

Tabla 3.9. Porcentaje de la variación explicada por los efectos compartidos de la combinación de dos factores i y j ($R^2_{i+j} - R^2_{pi} - R^2_{pj}$), en el modelo de de distribución de los eventos de envenenamiento. Además del efecto puro del factor i sin el efecto del factor j ($R^2_{i+j} - R^2_j$), y viceversa ($R^2_{i+j} - R^2_i$). El signo negativo indica que existe interacción entre las variables. Los códigos de los factores como en la Tabla 3.6.

Factores $i-j$	Efecto compartido $i-j$	Efecto puro i no j	Efecto puro j no i
A-E	40,74	6,38	39,38
A-D	-4,03	16,43	4,88
A-C	40,31	9,19	34,31
A-UH	31,07	2,12	16,81
E-D	-19,12	16,43	-28,12
E-C	25,23	9,19	9,19
E-UH	15,87	2,00	-16,32
D-C	32,36	26,60	63,27
D-UH	13,50	9,90	36,14
C-UH	43,05	24,54	14,11

3.3 Modelación espacial de los eventos de envenenamiento en Andalucía: desarrollo de un mapa de riesgos

3.3.1 Área de estudio

El presente estudio se ha llevado a cabo en la comunidad autónoma de Andalucía, la cual abarca una superficie de 87.268 km² y administrativamente está dividida en 771 municipios agrupados en ocho provincias. Constituye una región de elevada heterogeneidad ambiental y orográfica; se reconocen cuatro unidades orográficas diferentes que discurren en sentido longitudinal y se ordenan siguiendo un esquema latitudinal. Los principales sistemas montañosos son Sierra Morena, en la franja norte de la región, constituida fundamentalmente por zonas boscosas, y el Sistema Bético, subdividido en las cordilleras Subbéticas y Penibéticas, con orientación NE-SO y que ocupa principalmente la parte este de la región. El Sistema Bético tiene una elevada altitud media, alcanzando 3.479 m en Sierra Nevada, siendo ésta la máxima altitud de la Península Ibérica. Entre Sierra Morena y el Sistema Bético se encuentra el Valle del Guadalquivir, que está ocupado fundamentalmente por cultivos herbáceos (Figura 3.10).

El 47% de la superficie de Andalucía está dedicada al uso agrícola (Instituto de Estadística de Andalucía; IEA, 2002). El olivar (82% de la superficie destinada a los cultivos leñosos) y el cereal (48% de la superficie destinada a los cultivos herbáceos) son los principales cultivos, ambos fundamentalmente en régimen de secano. El 38% del terreno dedicado a la actividad agrícola se encuentra en áreas montañosas.

Al igual que la agricultura, la actividad cinegética es sumamente importante en esta región. El promedio del número de licencias de caza expedidas anualmente en Andalucía durante los últimos años alcanza más de 250.000. Los terrenos donde desarrollar la actividad cinegética suponen el 92,3% del territorio, existiendo cerca de 9.000 cotos privados, que ocupan el 89,2% de la superficie de Andalucía (Guirado y Ortega, 2002; Junta de Andalucía, 2003). La normativa de la comunidad autónoma de Andalucía recoge como cazables 40 especies, de ellas 10 son Mamíferos y 30 Aves (Junta de Andalucía, 2003).

3. Análisis del estado actual del empleo cebos envenenados en España



Figura 3.10. Área de estudio. Esquema de los principales sistemas montañosos de Andalucía (Sierra Morena y Sistema Bético, subdividido en Subbético y Penibético) y la planicie más importante (Valle del Guadalquivir).

3.3.1.1 Unidades territoriales: municipios

Se ha modelado la distribución del número de eventos de envenenamiento, utilizando como unidad de estudio los municipios y teniendo en cuenta su disponibilidad a esta escala de trabajo. Trabajar con municipios tiene la ventaja de que cada uno de ellos puede ser caracterizado en términos socioeconómicos, cosa que no sucede si se utilizan, por ejemplo, cuadrículas UTM (Vargas *et al.*, 2006a,b).

3.3.2 Metodología

En el desarrollo de esta Tesis, resulto interesante profundizar en la distribución de eventos de envenenamiento en Andalucía, entre otras razones porque es la comunidad autónoma que registra el máximo número de casos de envenenamiento dentro del período estudiado y el modelo a escala nacional la incluye dentro de las regiones ibéricas con mayor tendencia al uso de cebos envenenados. Por otro lado, la disponibilidad de fuentes independientes de datos de envenenamiento para esta comunidad autónoma permite validar el modelo resultante. La metodología seguida para modelar la distribución del número de eventos de envenenamiento en Andalucía se corresponde con la descrita anteriormente, en el apartado 3.2.1.3 de la presente memoria. Aunque en este caso, se establecieron Modelos Lineales Generalizados con una distribución binomial negativa.

3.3.2.1 Eventos de envenenamiento en Andalucía

Se ha modelado la distribución de eventos de envenenamiento acontecidos en la comunidad autónoma de Andalucía durante el periodo 1990 - 2005. No se han incluido los eventos que carecían de referencias espaciales fiables en las bases de datos (1,6% de los registros). Aunque la localización de los animales afectados no determina necesariamente el lugar de la colocación del cebo envenenado, se ha considerado poco influyente el potencial error en la localización de los eventos, dada la alta eficacia de los venenos utilizados y el tamaño de las unidades territoriales consideradas en la modelación (municipios).

La base de datos empleada consta de 1.305 eventos de envenenamiento localizados en 367 municipios (47,6% de los municipios de Andalucía) (Figura 3.11). En estos eventos se han visto afectadas 42 especies, de las cuales 36 fueron especies de animales silvestres (15 Mamíferos y 21 Aves).

Para validar el modelo de datos de 1995 - 2005, se utilizó una segunda base de datos de eventos de envenenamiento registrados entre 2006 - 2008 ($N = 510$) en 216 municipios (28,0% de todos los municipios de Andalucía). El segundo conjunto de datos se obtuvo de los registros en los archivos de la Agencia Ambiental del Gobierno de Andalucía (Junta de Andalucía, 2010).

3. Análisis del estado actual del empleo cebos envenenados en España

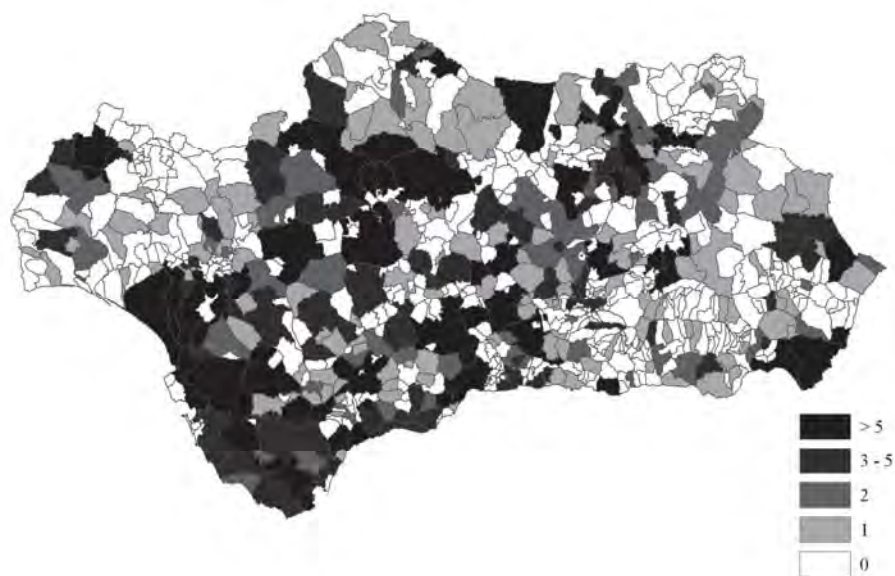


Figura 3.11. Distribución del número de eventos de envenenamiento detectados entre 1995 - 2005 en Andalucía a escala de término municipal.

3.3.2.2 Variables predictoras

Se han usado 59 variables predictoras relativas a usos de suelo y vegetación, actividad humana, rendimientos cinegéticos y riqueza de especies depredadoras, con objeto de modelar la distribución del número de eventos de envenenamiento para el periodo de estudio (Tabla 3.10).

3. Análisis del estado actual del empleo cebos envenenados en España

Tabla 3.10. Variables predictoras, y sus factores asociados, empleadas para modelar la distribución del número los eventos de envenenamiento en Andalucía a escala municipal. Se marcan con un asterisco las variables seleccionadas por el procedimiento del *FDR*. Se marcan con ° las variables seleccionadas por el *FDR* en el modelo de distribución de presencia/ausencia de eventos de envenenamiento en Andalucía correspondiente al apartado 3.4.3.1 de la presente memoria.

Código	Factores y variables
E	Espacial
<i>A</i>	Área municipal (km ²) * °
<i>Long</i>	Longitud geográfica del centroide del polígono del municipio (km) *
<i>Lat</i>	Latitud geográfica del centroide del polígono del municipio (km)
US	Usos de suelo (% de superficie del municipio) ¹
<i>SEdf</i>	Superficies edificadas e infraestructuras °
<i>BCon</i>	Bosque de coníferas
<i>BQuer</i>	Bosque de quercíneas
<i>BMAr</i>	Bosque mezcla de árboles*
<i>CHerQuer</i>	Cultivos herbáceos con quercíneas
<i>CHerReg</i>	Cultivos herbáceos de regadío
<i>CHerSec</i>	Cultivos herbáceos de secano
<i>CHetReg</i>	Cultivos heterogéneos de regadío* °
<i>CHetSec</i>	Cultivos heterogéneos de secano
<i>CLeñReg</i>	Cultivos leñosos de regadío
<i>CLeñSec</i>	Cultivos leñosos de secano
<i>MCVegNat</i>	Mosaico de cultivos con vegetación natural
<i>MCSecReg</i>	Mosaico de cultivos de secano y regadío
<i>MatDen</i>	Matorral denso
<i>MatDenConi</i>	Matorral denso con coníferas
<i>MatDenMArb</i>	Matorral denso con mezcla de árboles
<i>MatDenQuer</i>	Matorral denso con quercíneas
<i>MatDis</i>	Matorral disperso
<i>MatDisCon</i>	Matorral disperso con coníferas
<i>MatDisMArb</i>	Matorral disperso con mezcla de árboles
<i>MatDisQuer</i>	Matorral disperso con quercíneas
<i>Pas</i>	Pastizal
<i>PasCon</i>	Pastizal con coníferas
<i>PasMArb</i>	Pastizal con mezcla de árboles
<i>PasQuer</i>	Pastizal con quercíneas
<i>ARoc</i>	Áreas rocosas
<i>SDes</i>	Suelo desnudo
<i>Lag</i>	Lagunas
<i>Río</i>	Ríos
<i>Pant</i>	Pantanos y balsas de riego
AH	Actividad humana
<i>DBov</i>	Densidad ganado bovino (nº de individuos/ 100 ha) ²
<i>DCap</i>	Densidad ganado caprino (nº de individuos/ 100 ha) ²
<i>DOvi</i>	Densidad ganado ovino (nº de individuos/ 100 ha) ²
<i>DPor</i>	Densidad ganado porcino (nº de individuos/ 100 ha) ²

3. Análisis del estado actual del empleo cebos envenenados en España

Tabla 3.10. (Continuación).

Código	Factores y variables
AH	Actividad humana
SAU	Superficie Agrícola Útil (SAU) (ha de SAU/ ha de superficie agrícola) ^{3*°}
CGan	Carga ganadera (unidades de ganado / ha de SAU) ³
DCos	Densidad de cosechadoras (nº de cosechadoras / 100 ha) ²
DTrac	Densidad de tractores (nº de tractores/ 100 ha) ^{2*}
IMA	Índice de marginación agrícola (valores: 0 = normal, 1 = desfavorecido, 2 = de montaña) ³
MBT	Margen de beneficios total (Pesetas) ^{3*°}
Parc	Parcelación (nº de parcelas / SAU) ^{3*°}
Barbe	Barbecho (ha) ³
SReg	Superficie regada (ha) ³
DPobl	Densidad de población (nº de personas / 100 ha) ²
C	Cinegético (Rendimiento Medio de capturas, RM = nº medio de individuos capturados / 100 ha de terreno acotado) ⁴
RMPerR	RM Perdiz roja (<i>Alectoris rufa</i>)
RMLie	RM Liebre (<i>Lepus granatensis</i>)
RMCon	RM Conejo (<i>Oryctolagus cuniculus</i>) [*]
RMCor	RM Corzo (<i>Capreolus capreolus</i>) [°]
RMCabM	RM Cabra montés (<i>Capra pyrenaica</i>) ^{*°}
RM Cie	RM Ciervo (<i>Cervus elaphus</i>) [*]
RMJab	RM Jabalí (<i>Sus scrofa</i>) ^{*°}
RMZor	RM Zorro (<i>Vulpes vulpes</i>)
D	Depredadores (Riqueza de depredadores = nº máximo de especies detectadas en algunas de las cuadrículas UTM de 10 x 10km del municipio)
RCarn	Riqueza de Carnívoros ^{5*°}
RDép	Riqueza de depredadores ^{5,6*°}
RRap	Riqueza de rapaces ^{6*°}

Fuentes: ¹ Junta de Andalucía (1999), ² IEA (1996), ³ INE (2009) - estas variables se refieren a los valores medios de las explotaciones agrarias por municipio - , ⁴ Vargas *et al.* (2007), ⁵ Palomo *et al.* (2007) y ⁶ Martí y del Moral (2003).

3.3.2.2.1 Digitalización de variables e inclusión en la base de datos

3.3.2.2.1.1 Variables espaciales

A partir del fichero vectorial de los municipios de Andalucía, empleando la herramienta *Calculate geometry* de *ArcGIS*, se calcularon el área municipal, la longitud y latitud utilizando los polígonos correspondientes a los municipios.

3.3.2.2.1.2 Variables de usos del suelo y vegetación

Para la identificación de los municipios de Andalucía teniendo en cuenta los usos de suelo y la vegetación se ha empleado el *Mapa de Usos y Coberturas Vegetales de Andalucía de 1999* (Junta de Andalucía, 1999). Para determinar la proporción de las treinta clases de usos de suelo y vegetación consideradas, se ha transformado el mapa vectorial en un raster de 1 x 1 km, y usando la herramienta *Zonal statistic as table* de *ArcGIS* se ha obtenido la superficie de cada clase por municipio. El porcentaje de superficie de municipio ocupada por cada clase de usos de suelo y vegetación se ha calculado en relación a la superficie total del municipio.

3.3.2.2.1.3 Variables relativas a los depredadores

A partir de los mapas de presencia/ausencia de cuadrículas UTM de 10 x 10 km de las especies de depredadores, recogidos en los Atlas de Mamíferos (Palomo *et al.*, 2007) y Aves Reproductoras de España (Martí y del Moral, 2003), se ha obtenido la riqueza de Carnívoros, rapaces y depredadores para los municipios de Andalucía.

La riqueza de de Carnívoros y rapaces por cuadrícula UTM de 10 x 10 km se ha calculado como la suma del número de especies de cada grupo en la cuadrícula. La riqueza de depredadores se ha calculado como la suma de la riqueza de Carnívoros y de rapaces.

En el caso de Carnívoros han sido once las especies consideradas para el cálculo de la riqueza específica: *Canis lupus*, *Vulpes vulpes*, *Mustela nivalis*, *Mustela putorius*, *Martes foina*, *Meles meles*, *Lutra lutra*, *Herpestes ichneumon*, *Genetta genetta*, *Felis silvestris* y *Lynx pardinus*.

En el caso de las rapaces, las especies consideradas para el calculo de la riqueza han sido veintiséis: *Pernis apivorus*, *Elanus caeruleus*, *Milvus migrans*, *Milvus milvus*, *Neophron percnopterus*, *Aegypius monachus*, *Gyps fulvus*, *Circus gallicus*, *Circus aeruginosus*, *Circus cyaneus*, *Circus pygargus*, *Accipiter gentilis*, *Accipiter nisus*, *Buteo buteo*, *Aquila adalberti*, *Aquila chrysaetos*, *Hieraaetus pennatus*, *Hieraaetus fasciata*, *Pandion haliaetus*, *Falco naumanni*, *Falco tinnunculus*, *Falco subbuteo*, *Falco peregrinus*, *Bubo bubo*, *Athene noctua* y *Asio otus*.

Para obtener los datos de riqueza por término municipal, los ficheros vectoriales de cuadrículas UTM 10 x 10 km de riqueza de depredadores, Carnívoros y rapaces se rasterizaron a 1 x 1 km mediante la herramienta *Zonal statistic as table* de *ArcGIS* se obtuvieron los valores máximos de riqueza por municipio.

3.3.2.3.1 Validación del modelo

Con objeto de validar el modelo realizado a partir de datos de 1995 - 2005, se han usado los datos de eventos de envenenamiento acaecidos entre 2006 - 2008 en Andalucía y publicados por la Junta de Andalucía en su sitio Web (Junta de Andalucía, 2010). Se han identificado los municipios en los que la proporción de eventos de envenenamiento observados durante 2006 - 2008 fueron significativamente más altos o bajos que los valores predichos por el modelo aquí obtenido. Se ha empleado el estadístico de Bonferroni para obtener los intervalos de confianza al 95% de la prevalencia de los eventos de envenenamiento en cada municipio (Byers *et al.*, 1984). Estos intervalos se calculan como:

$$\hat{p} - Z_{\alpha/2} \sqrt{\frac{\hat{p}(1-\hat{p})}{n}} \leq \hat{p} \leq \hat{p} + Z_{\alpha/2} \sqrt{\frac{\hat{p}(1-\hat{p})}{n}}$$

Ecuación 3.2

donde \hat{p} es la proporción de eventos de envenenamiento registrados sobre el total de municipios considerados en el análisis ($N = 752$), $\alpha = 0,05$, $Z_{\alpha/2}$ es el valor de la tabla normal estándar superior correspondiente a un área de probabilidad $\alpha/2$ y n es el número total de eventos de envenenamiento durante 2006 - 2008. Si el valor esperado de eventos de envenenamiento pronosticado por el modelo, quedaba dentro del intervalo de confianza de proporción de eventos de envenenamiento registrados, se consideró que no había diferencias entre lo pronosticado y lo observado. Sin embargo, si el valor esperado estaba por debajo del intervalo de confianza, se consideró que en ese municipio se registraban más eventos de lo esperado por azar, mientras que si estaba por encima del intervalo de confianza se consideró que en ese municipio se registraban menos eventos de lo esperado. Para validar el modelo se calculó la proporción de municipios en los que la frecuencia de eventos predichos por el modelo se ajustaba con las tasas de eventos observados durante 2006 - 2008.

3.3.3 Resultados

De las 16 variables seleccionadas por el procedimiento del *FDR* (Tabla 3.10) sólo 3 fueron seleccionadas por el modelo final: riqueza de depredadores, rendimiento medio de capturas de conejo y área del término municipal (Tabla 3.11). Sin embargo, la distribución de los eventos de envenenamiento en Andalucía no se correlacionó con ningún tipo de uso de suelo ni de cobertura de vegetación. Se observa una agrupación de eventos pronosticados en las regiones de Sierra Morena y en el área oeste del sistema Bético (Figura 3.12). El valor de AIC del modelo final es 2296.51, en el apéndice 3.10 se muestran los valores de AIC de los modelos intermedios.

Tabla 3.11. Variables seleccionadas en el modelo de distribución del número de eventos de envenenamiento para Andalucía a escala municipal, sus coeficientes (β) y los valores del estadístico Z (N = 752). La significación de las variables en el modelo se muestra con los siguientes símbolos: * = $P < 0,05$ y *** = $P < 0,001$. Los valores de *VIF* (Valor de Inflación de la Varianza) de las variables incluidas en el modelo. Porcentaje de la varianza explicada exclusivamente por cada factor, por la combinación de ellos, sin tener en cuenta el efecto del área. Los códigos de las variables y factores como en la Tabla 3.10.

Variables	B	Z		VIF	Factores	% Varianza
Constante	-1,73	-7,75	***			
<i>A</i>	5,91. 10 ⁻⁵	13,24	***	1,07	<i>E</i>	-
<i>RDep</i>	6,81. 10 ⁻²	5,24	***	1,11	<i>D</i>	58,29
<i>RMCon</i>	3,69.10 ⁻³	2,28	*	1,03	<i>C</i>	6,25
					<i>P-C</i>	35,46

3. Análisis del estado actual del empleo cebos envenenados en España

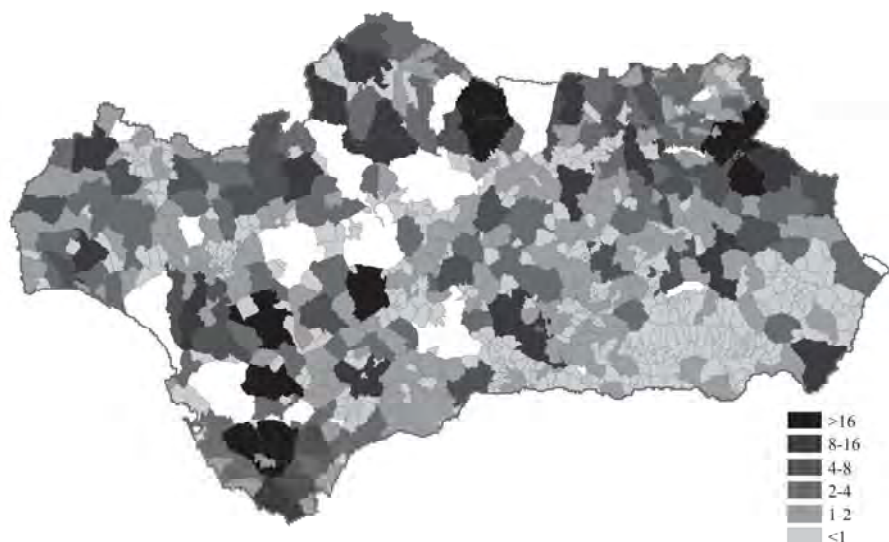


Figura 3.12. Distribución del número de eventos de envenenamiento predichos por el modelo para Andalucía a escala de término municipal. Se representan en blanco los municipios para los que no fue posible establecer la predicción.

De acuerdo con el modelo resultante, el número de eventos de envenenamiento predichos se incrementa en un 7% al aumentar en uno la presencia de depredadores ($\exp(\beta) = 1,07$, Tabla 3.11), aumenta en un 4% al aumentar el RM de conejos en 10 individuos por 100 ha de acotado ($\exp(\beta) = 1,004$), y en un 6% al incrementar el área municipal en 10 km² ($\exp(\beta) = 1,006$). El modelo resultante explica el 39,9% de la variación de la variable dependiente.

Se considera que no existen problemas derivados de la colinealidad entre las variables pues los valores de los coeficientes de correlación de Spearman entre ellas es menor que 0,8 (Tabla 3.12) y los valores de inflación de la varianza son menores a 2 (Tabla 3.11). Los residuos del modelo revelan ausencia de autocorrelación espacial, los valores del índice de Moran oscilan entre -0,016 y 0,011 y no son significativos ($P > 0,05$ en todos los casos).

Los factores riqueza de depredadores y cinegético explican el 58,3% y 6,3% de la variación del modelo final, respectivamente. Mientras que el efecto compartido de ambos factores explica el 35,5% de la variación del modelo final (Tabla 3.11).

3. Análisis del estado actual del empleo cebos envenenados en España

La relación entre el tamaño del municipio y el número de eventos de envenenamiento registrado en ellos, indica que no hay ningún efecto agrupación ($q = 0,51$; $P < 0,01$; $N = 752$) y, el esfuerzo detección de eventos debe ser similar.

Tabla 3.12. Matriz de correlación entre las variables incluidas en el modelo de distribución de los eventos de envenenamiento. Coeficientes de correlación de Spearman y su significación. La significación se muestra con el siguiente símbolo: ** = $P < 0,01$ ($N = 752$). Los códigos de las variables como en la Tabla 3.10.

	<i>A</i>	<i>RDep</i>	<i>RMCon</i>
<i>A</i>	1,00	0,22 **	0,27 **
<i>RDep</i>	0,22 **	1,00	0,26 **
<i>RMCon</i>	0,27 **	0,26 **	1,00

La evaluación del modelo de distribución del número de eventos de envenenamiento en Andalucía indica que en el 71,0% de los municipios el número de eventos predichos está incluido dentro del intervalo de confianza de proporción de eventos de envenenamiento registrados. El modelo pronostica más eventos de los que se registran en el 27,3% de los municipios y subestimada el número de eventos ocurridos en el 1,7% de los municipios.

3.4 Riesgo específico de envenenamiento de los depredadores silvestres en Andalucía

La sensibilidad de una especie a un tóxico, depende de varios factores, como el tipo y cantidad de tóxico empleado, tipo de cebo empleado, densidad de cebos y el modo en el que se presenta el cebo (Glen *et al.*, 2007). Una evaluación más fiable requiere que se tomen en consideración una serie de factores intrínsecos a la especie y extrínsecos, la mayoría de los cuales sólo se pueden cuantificar con estudios de campo (McIlroy, 1994). Una medida potencialmente útil del riesgo al envenenamiento es la susceptibilidad de una especie al envenenamiento. Korn *et al.*, (1992) definen la susceptibilidad como la probabilidad de un animal de ser envenenado en el campo, pero teniendo en cuenta la probabilidad de que este encuentre veneno en su área de distribución. Por lo que habrá que evaluar la propensión de una especie a encontrar el veneno en el medio y a consumirlo. La probabilidad de que una especie consuma un cebo envenenado, dependerá de sus hábitos de alimentación, sociales y de su fenología.

Se ha desarrollado un índice con objeto de evaluar el riesgo específico al envenenamiento y para así poder comparar dicho riesgo entre diferentes especies. Para ello se han elaborado dos índices subsidiarios que evalúan el riesgo extrínseco e intrínseco de los depredadores al envenenamiento. Los índices diseñados se han empleado para clasificar el riesgo al envenenamiento de dieciocho especies de depredadores (ocho Carnívoros y diez rapaces), de un total de treinta y seis taxones que Cano *et al.* (2006) registraron como implicadas en eventos de envenenamiento.

3.4.1 Área de estudio

Ver apartado 3.3.1 de la presente memoria.

3.4.1.1 Unidades territoriales: cuadrículas UTM de 10 x 10km

La modelación de los datos de distribución de depredadores y posteriores análisis se ha basado en las cuadrículas UTM de 10 x 10 km. Estas unidades territoriales son ampliamente utilizadas en estudios de modelación ambiental. El mapa de cuadrículas de Andalucía empleado en este trabajo procede de Estrada (2008) y consta de 975 cuadrículas.

3.4.2 Metodología

3.4.2.1 Riesgo extrínseco al envenenamiento

Se han evaluado los factores de riesgo extrínsecos que pueden hacer más sensible una especie al envenenamiento, a partir del solapamiento de áreas ambientalmente más favorables para las especies y más proclives al hallazgo de eventos de envenenamiento.

En un paso previo, se ha utilizado la función de favorabilidad (Real *et al.*, 2006) para modelar la distribución de la presencia/ausencia tanto de especies depredadoras como de los eventos de envenenamiento en Andalucía. Así, los valores predichos resultantes de ambos modelos (favorabilidad) son directamente comparables, cosa que no ocurre si se trabajase con probabilidades (Acevedo y Real, 2012). Más detalles del procedimiento de modelación en el apartado 2.2.1.3 de la presente memoria.

3.4.2.1.1 Modelación espacial de la distribución del veneno

Se ha modelado la distribución de la presencia/ausencia de eventos de envenenamiento acontecidos en la comunidad autónoma de Andalucía durante el periodo 1990 - 2005 a escala de municipios. Más detalles del procedimiento de modelación en el apartado 2.2.1.3 de la presente memoria. Se ha codificado como cero la ausencia de eventos de envenenamiento en el municipio durante el periodo temporal considerado, y como uno la detección de al menos un evento. Las variables predictoras empleadas para modelar se recogen en la Tabla 3.10 de la presente memoria.

En el presente caso se ha optado por sustituir el término de favorabilidad por el de propensión al envenenamiento, debido a la condición negativa de estos eventos. Los valores de propensión al envenenamiento obtenidos con la función de favorabilidad varían entre 1 (áreas proclives al hallazgo de cebos envenenados) y 0 (áreas poco proclives). El mapa de propensión al envenenamiento a escala municipal se ha transformado en un raster de 1 x 1 km, y usando la herramienta *Zonal statistic as table* de *ArGIS* se ha obtenido el valor medio de propensión al envenenamiento para las cuadrículas UTM de 10 x 10km.

3.4.2.1.2 Modelación espacial de las distribuciones de depredadores

Se ha modelado la distribución de las presencias/ausencias de estas especies en las cuadrículas UTM de 10 x 10 km recogidos en los Atlas de Mamíferos (Palomo *et al.*, 2007) y Aves Reproductoras de España (Martí y del Moral, 2003), respectivamente. De ellas ocho son Carnívoros: *Canis lupus*, *Vulpes vulpes*, *Martes foina*, *Meles meles*, *Herpestes ichneumon*, *Genetta genetta*, *Felis silvestris* y *Lynx pardinus*; y diez son rapaces: *Milvus migrans*, *Milvus milvus*, *Neophron percnopterus*, *Aegypius monachus*, *Gyps fulvus*, *Buteo buteo*, *Aquila adalberti*, *Aquila chrysaetos*, *Hieraetus pennatus* y *Bubo bubo*.

Para modelar la distribución de estas especies se emplearon 68 variables predictoras, relacionadas con las condiciones espaciales, topográficas, climáticas, humanas (Apéndice 3.3) y de usos de suelo (Tabla 3.10). Las variables de usos de suelo son las mismas que las recogidas en la Tabla 3.10 del apartado 3.3.2.2 de la presente memoria. Para la obtención de esas variables se ha empleado el *Mapa de Usos y Coberturas Vegetales de Andalucía de 1999* (Junta de Andalucía, 1999), a partir de los raster de 1 x 1 km de cada uso. Recurriendo a la herramienta *Zonal statistic as table* de *ArxGIS* se ha obtenido el porcentaje de superficie de cada clase por cuadrícula UTM de 10 x 10 km.

3.4.2.1.3 Índice de Conflicto Espacial

La propensión al envenenamiento para cada depredador se obtuvo mediante la clasificación de las cuadrícula UTM de 10 x 10 km en diferentes Categorías de Conflicto (*CC*), en función del solapamiento entre la favorabilidad ambiental del depredador (*F depredador*) y su propensión al envenenamiento (*F veneno*). Se considera favorabilidad alta si $F \geq 0,8$, baja si $F \leq 0,2$ e intermedia cuando los valores de *F* se encuentran comprendidos entre 0,2 - 0,8. Por tanto, se ha considerado como situación de alto grado de conflicto aquellas localizaciones donde la *F veneno* es alta y la especie es abundante, es decir *F depredador* alta, pues potencialmente afectaría a un mayor número de individuos. De esta manera, se han definido nueve categorías de conflicto, cuyos valores pueden estar comprendidos entre 1 y 9, siendo 9 la situación de mayor conflicto (Figura 3.13). En consecuencia, los valores de las *CC* dependen de los valores de favorabilidad para la presencia de la especie y de su propensión al envenenamiento en las cuadrículas con presencia de la especie. Al generar los valores de las *CC* para las cuadrículas UTM de 10 x 10 km ocupadas por cada especie y representarlos cartográficamente, se obtienen los mapas de riesgo específico al envenenamiento.

A partir de los valores de los mapas de riesgo específico al envenenamiento se calculó el Índice de Riesgo Espacial al envenenamiento (*SCI*: Spatial Conflict Index):

$$SCI = \left\{ \left[\sum_{i=1}^9 (n_i/n_t) \times CC_i \right] - 1 \right\} \times 1/8$$

Ecuación 3.3

donde i varía entre 1 y 9, n_i es el número de cuadrículas de 10 x 10km con presencia de la especie para cada valor de CC , n_t es el número total de cuadrículas con presencia de la especie, y CC_i son los valores de las CC que van desde $CC_1 = 1$ a $CC_9 = 9$ (Figura 3.13.). El *SCI* es la media ponderada de los valores de CC de cada especie y su rango de valores varía entre 0 y 1.

F veneno	Alto			Medio			Bajo		
F depredador	Alto	Medio	Bajo	Alto	Medio	Bajo	Alto	Medio	Bajo
CC	9	8	7	6	5	4	3	2	1

Figura 3.13. Diagrama que representa las Categorías de Conflicto (CC) de acuerdo a los valores de propensión al envenenamiento (F_{veneno}) y la favorabilidad ambiental de las especies depredadoras ($F_{depredador}$).

3.4.2.2 Riesgo intrínseco al envenenamiento

Para valorar el riesgo intrínseco de una especie al envenenamiento se ha tenido en cuenta tres factores: hábitos alimenticios, sociabilidad y fenología. Se considera que una especie es más propensa al envenenamiento si es carroñera, gregaria y residente. El riesgo intrínseco al envenenamiento de las especies objeto de estudio se ha establecido de acuerdo a la información disponible en la bibliografía y a la consulta realizada a un panel de expertos. Los valores asignados para cada factor de riesgo se recogen en la Figura 3.14.

3. Análisis del estado actual del empleo cebos envenenados en España

Alimentación	frecuente ← +	ocasional hábitos carroñeros	raro -
Sociabilidad	gregario	pequeños grupos / parejas	solitario
Fenología	residente	temporal nidificante	temporal invernante
Valores	1	2	3

Figura 3.14. Esquema de los valores para cada uno de los factores de riesgo intrínseco al envenenamiento: hábitos alimenticios, sociales y fenología.

El Índice de Riesgo Intrínseco al envenenamiento (*LSI*: Life Staregy Index) se calculó a partir de los valores anteriores:

$$LSI = [(SH + S + LS) - 3] \times 1/6$$

Ecuación 3.4

donde *SH* (Scavenging Habits) es la puntuación asignada a los hábitos carroñeros de la especie en cuestión, *S* (Sociality) es la puntuación que le corresponde por sus hábitos sociales y *LS* (Lifestyle) la puntuación asignada por su fenología. Los valores del *LSI* varían entre 0 y 1.

3.4.2.3 Riesgo global de envenenamiento

Finalmente, se calculó un índice que combina los valores de los factores de riesgo extrínsecos e intrínsecos al envenenamiento asociados a cada especie. El Índice de Riesgo Global al envenenamiento (*PRI*: Poisoning Risk Index) varía entre 0 y 1 y se calcula como:

$$PRI = SCI * LSI$$

Ecuación 3.5

Con objeto de evaluar la importancia relativa de ambos factores en la propensión de una especie a ser envenenada, se han correlacionado los valores de los diferentes índices con el número de eventos y de individuos envenenados por especie. Para ello se ha utilizado la prueba de correlación de Spearman.

3.4.3 Resultados

Entre 1990 y 2005 hubo 895 eventos de envenenamiento en Andalucía que afectaron a 358 rapaces y 261 eventos en que se vieron implicados 195 Carnívoros. La media de rapaces afectadas por evento de envenenamiento es de $2,02 \pm 4,07$ (*media* \pm *DE*), algo mayor que la media para Carnívoros $1,72 \pm 1,20$. Cabe concluir, por tanto, que se envenena un Carnívoro por cada 1,8 rapaces y evento.

Tanto el número de eventos de envenenamiento como de individuos afectados varía significativamente entre especies (Tabla 3.13). Así, tanto el número de eventos de envenenamiento como el número de individuos son diez veces más frecuentes para los buitres leonados que para la rapaz menos afectada, el águila real. En el caso de los Carnívoros, el zorro es la especie más vulnerable tanto por el número de eventos en los que se encuentra implicada como por el número de individuos afectados, siendo la menos propensa el lince ibérico.

Tabla 3.13. Número de eventos de envenenamiento y de individuos afectados en Andalucía entre 1990 y 2005 para diferentes especies de Carnívoros y rapaces. Media de de individuos afectados por evento de envenenamiento y su desviación estándar (*DE*). * Evento registrado en el año 2008.

Especies	Media \pm DE	Nº eventos	Nº afectados
Carnívoros			
<i>Vulpes vulpes</i>	1,36 \pm 0,05	144	106
<i>Genetta genetta</i>	1,25 \pm 0,08	35	28
<i>Herpestes ichneumon</i>	2,25 \pm 0,53	18	8
<i>Martes foina</i>	1,33 \pm 0,11	24	18
<i>Meles meles</i>	1,12 \pm 0,08	19	17
<i>Felis silvestres</i>	1,20 \pm 0,11	18	15
<i>Canis lupus</i>	1,00 \pm 0,00	2	2
<i>Lynx pardinus</i>	1,00 \pm 0,00	1*	1*
Rapaces			
<i>Gyps fulvus</i>	2,17 \pm 0,35	234	108
<i>Aegypius monachus</i>	2,56 \pm 0,67	146	57
<i>Milvus migrans</i>	1,45 \pm 0,10	149	103
<i>Milvus milvus</i>	1,24 \pm 0,13	31	25
<i>Aquila adalberti</i>	1,00 \pm 0,00	16	16
<i>Neophron percnopterus</i>	1,17 \pm 0,17	14	12
<i>Hieraaetus pennatus</i>	1,14 \pm 0,10	16	14
<i>Aquila chrysaetos</i>	1,10 \pm 0,10	11	10
<i>Buteo buteo</i>	1,31 \pm 0,24	17	13
<i>Bubo bubo</i>	1,06 \pm 0,06	16	17

3.4.3.1 Modelo de propensión al envenenamiento en Andalucía

De las 12 variables seleccionadas por el procedimiento del *FDR* (Tabla 3.10), 3 fueron retenidas en el modelo final: riqueza de depredadores, margen de beneficios total de explotaciones agrícolas y área municipal (Tabla 3.14), todas ellas con una relación estadísticamente significativa con la distribución de los eventos de envenenamiento.

Tabla 3.14. Variables seleccionadas en el modelo de distribución de la presencia / ausencia de eventos de envenenamiento para Andalucía a escala municipal. Coeficientes de las variables en el modelo (β) y los correspondientes valores del estadístico Wald ($N = 747$). La significación de las variables en el modelo se muestra con los siguientes símbolos: * = $P < 0,05$ y *** = $P < 0,001$. Las variables aparecen recogidas en el orden que entraron en el modelo. Los códigos de las variables como en la Tabla 3.10.

Variables	β	Wald	Sig
Constante	-2,93	22,22	***
<i>A</i>	1,05.10 ⁻⁰⁴	80,83	***
<i>RD_{ep}</i>	0,04	5,64	*
<i>MBT</i>	0,01	4,02	*

Las zonas más propensas a la ocurrencia de eventos de envenenamiento se concentran, según el modelo, a lo largo de Sierra Morena y al oeste del sistema de Bético. Además, los valores intermedios se obtienen en otras zonas de montaña, como el Sistema Penibético (Figura 3.15).

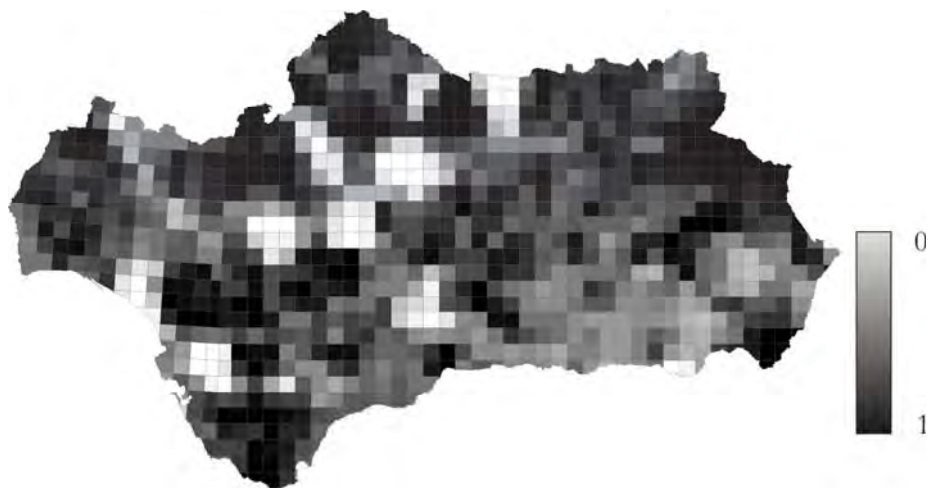


Figura 3.15. Distribución de la propensión al accecimiento de un evento de envenenamiento, según el modelo de favorabilidad, para Andalucía por cuadrícula UTM de 10 x 10km. En blanco se muestran las cuadrículas para las que no hubo predicción.

3.4.3.2 Modelos de favorabilidad de depredadores en Andalucía

Se han obtenido modelos de favorabilidad ambiental para todas las especies objeto de estudio. Las variables seleccionadas por el procedimiento del *FDR* para los modelos de Carnívoros están recogidas en el Apéndice 3.11, las correspondientes a los modelos de rapaces en el Apéndice 3.12.

Las ecuaciones de regresión correspondientes a los modelos de favorabilidad de Carnívoros se recogen en el Apéndice 3.13 y las de los modelos de rapaces en el Apéndice 3.14. Los mapas correspondientes a los modelos de favorabilidad ambiental de Carnívoros en Andalucía por cuadrículas UTM de 10 x 10 km se recogen en el Apéndice 3.15 y los de rapaces en el Apéndice 3.16.

3.4.3.3 Índices de riesgo al envenenamiento

El valor medio del *SCI* para el conjunto de Carnívoros ($0,65 \pm 0,07$) es superior al valor medio de este índice para las rapaces ($0,70 \pm 0,04$) (Tabla 3.15), existiendo diferencias estadísticamente significativas (Tabla 3.16). La diferencia entre los valores promedio del *LSI* para el conjunto de los Carnívoros ($0,54 \pm 0,23$) es mucho menor que para las rapaces

3. Análisis del estado actual del empleo cebos envenenados en España

(0,70 \pm 0,28), aunque estas diferencias no son estadísticamente significativas. En consonancia con los valores obtenidos para los dos índices anteriores, el *PRI* también es mayor para las rapaces (0,49 \pm 0,21) que para los Carnívoros (0,36 \pm 0,18) (Tabla 3.15).

Tabla 3.15. Valores de los Índice de Riesgo Espacial (*SCI*), Índice de Riesgo Intrínseco (*LSI*) e Índice de Riesgo Global (*PRI*) al envenenamiento para las especies objeto de estudio. Las especies aparecen ordenadas en la tabla de acuerdo con el número de eventos en los que se vieron afectadas, de mayor a menor.

Especies	<i>SCI</i>	<i>LSI</i>	<i>PRI</i>
Carnívoros			
<i>Vulpes vulpes</i>	0,62	0,83	0,51
<i>Genetta genetta</i>	0,61	0,33	0,20
<i>Herpestes ichneumon</i>	0,66	0,67	0,44
<i>Martes foina</i>	0,66	0,33	0,22
<i>Meles meles</i>	0,63	0,67	0,42
<i>Felis silvestris</i>	0,63	0,33	0,21
<i>Canis lupus</i>	0,80	0,83	0,67
<i>Lynx pardinus</i>	0,59	0,33	0,20
Media \pm DE	0,65 \pm 0,07	0,54 \pm 0,23	0,36 \pm 0,18
Rapaces			
<i>Gyps fulvus</i>	0,75	1,00	0,75
<i>Aegypius monachus</i>	0,70	1,00	0,70
<i>Milvus migrans</i>	0,68	0,83	0,56
<i>Milvus milvus</i>	0,67	1,00	0,67
<i>Aquila adalberti</i>	0,71	0,67	0,47
<i>Neophron percnopterus</i>	0,77	0,83	0,64
<i>Hieraaetus pennatus</i>	0,68	0,33	0,23
<i>Aquila chrysaetos</i>	0,69	0,67	0,46
<i>Buteo buteo</i>	0,66	0,33	0,22
<i>Bubo bubo</i>	0,63	0,33	0,21
Media \pm DE	0,70 \pm 0,04	0,70 \pm 0,28	0,49 \pm 0,21

Tabla 3.16. Comparación entre Carnívoros y rapaces de los valores de los Índice de Riesgo Espacial (*SCI*), Índice de Riesgo Intrínseco (*LSI*) e Índice de Riesgo Global (*PRI*) al envenenamiento.

	U	Significación
<i>SCI</i>	14,00	0,02
<i>LSI</i>	26,00	0,19
<i>PRI</i>	20,00	0,08

3. Análisis del estado actual del empleo cebos envenenados en España

Por especies, el buitre leonado y el milano real son las que tienen valores considerablemente más altos para el *PRI*, pues tienen también valores altos para el *SCI* y el *LSI*. Entre los Carnívoros, el lobo es la especie con valores más altos para los tres índices. El zorro ostenta la segunda puntuación más alta para el *PRI*. Para estas dos especies, sus hábitos de comportamiento así como el solapamiento de su distribución espacial con la de los eventos de envenenamiento hacen que sean altamente propensos al consumo de cebos envenenados. Por el contrario, la garduña es uno de los Carnívoros que alcanza un valor más bajo para el *PRI*, pues aunque tiene valores altos para el índice de riesgo extrínseco sus hábitos no carroñeros evitan que el riesgo global al envenenamiento sea alto.

Los resultados de la prueba de Spearman indican que sólo el *LSI* correlaciona significativamente con el número de eventos de envenenamiento y con el número de individuos afectados en los eventos (Tabla 3.17). Esto indica que los factores intrínsecos explican mejor que los extrínsecos la propensión al envenenamiento de las diferentes especies.

Tabla 3.17. Matriz de correlación entre los índices: Índice de Riesgo Espacial (*SCI*), Índice de Riesgo Intrínseco (*LSI*) e Índice de Riesgo Global (*PRI*) al envenenamiento y el número de eventos de envenenamiento y el número de individuos afectados para las especies objeto de estudio. Coeficientes de correlación de Spearman y su significación. La significación se muestra con el siguiente símbolo: * = $P < 0,05$ ($N = 18$).

	Nº eventos	Nº afectados
<i>SCI</i>	-0,01	0,01
<i>LSI</i>	0,60 *	0,55 *
<i>PRI</i>	0,50	0,49

3.4.3.4 Mapas de riesgo específico al envenenamiento

Para la mayoría de los Carnívoros, las zonas de conflicto se limitan también a las regiones montañosas, excepto para el zorro cuya áreas de conflicto se reparten por toda la geografía andaluza (Figura 3.16). Las zonas de riesgo de envenenamiento para el lobo y el lince ibérico son limitadas debido a las distribuciones muy restringidas de estas especies.

Para las especies de rapaces estudiadas, los mapas de riesgo específico al envenenamiento marcan Sierra Morena y el Sistema Bético como las áreas más conflictivas (Figura 3.17).

3. Análisis del estado actual del empleo cebos envenenados en España

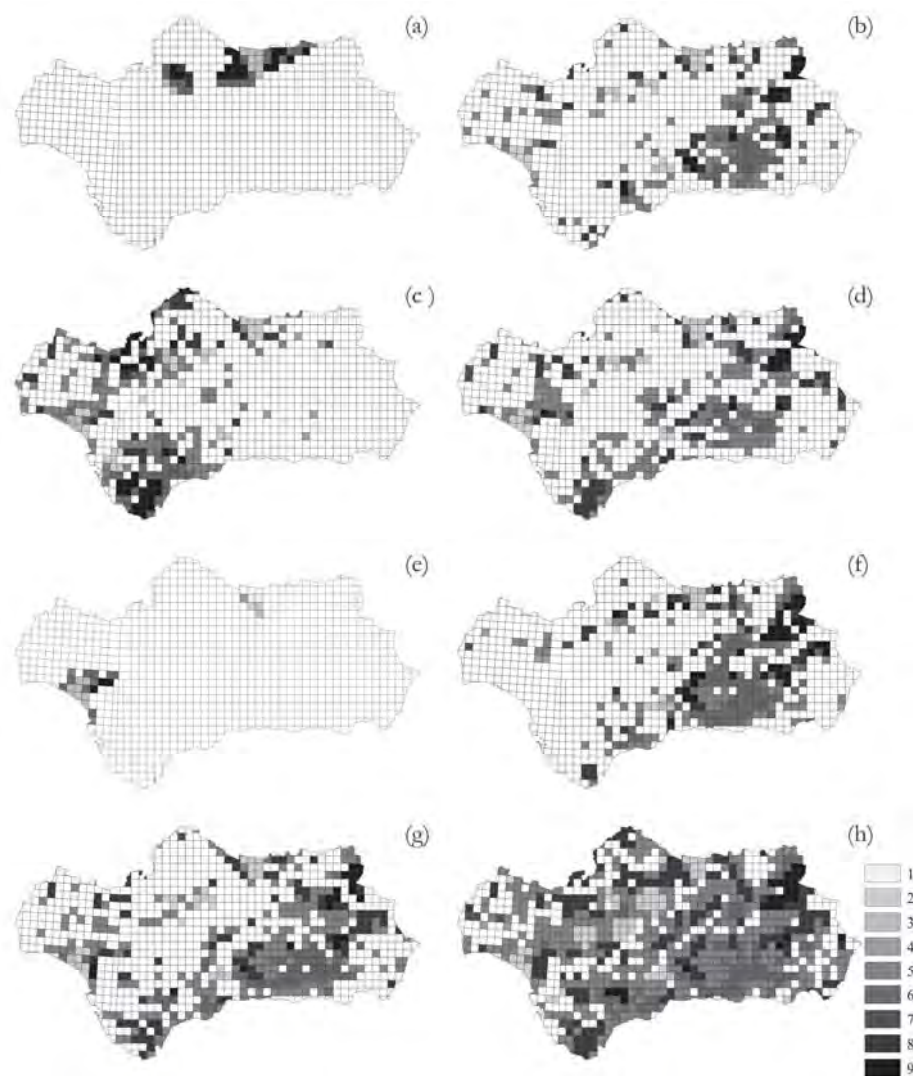


Figura 3.16. Mapas de riesgo específico al envenenamiento en Andalucía por cuadrículas UTM de 10 x 10 km para las especies de Carnívoros: *Canis lupus* (a), *Felis silvestris* (b), *Herpestes ichneumon* (c), *Genetta genetta* (d), *Lynx pardinus* (e), *Martes foina* (f), *Meles meles* (g), y *Vulpes vulpes* (h). Los mapas representan las Categorías de Conflicto como en la Figura 3.13.

3. Análisis del estado actual del empleo cebos envenenados en España

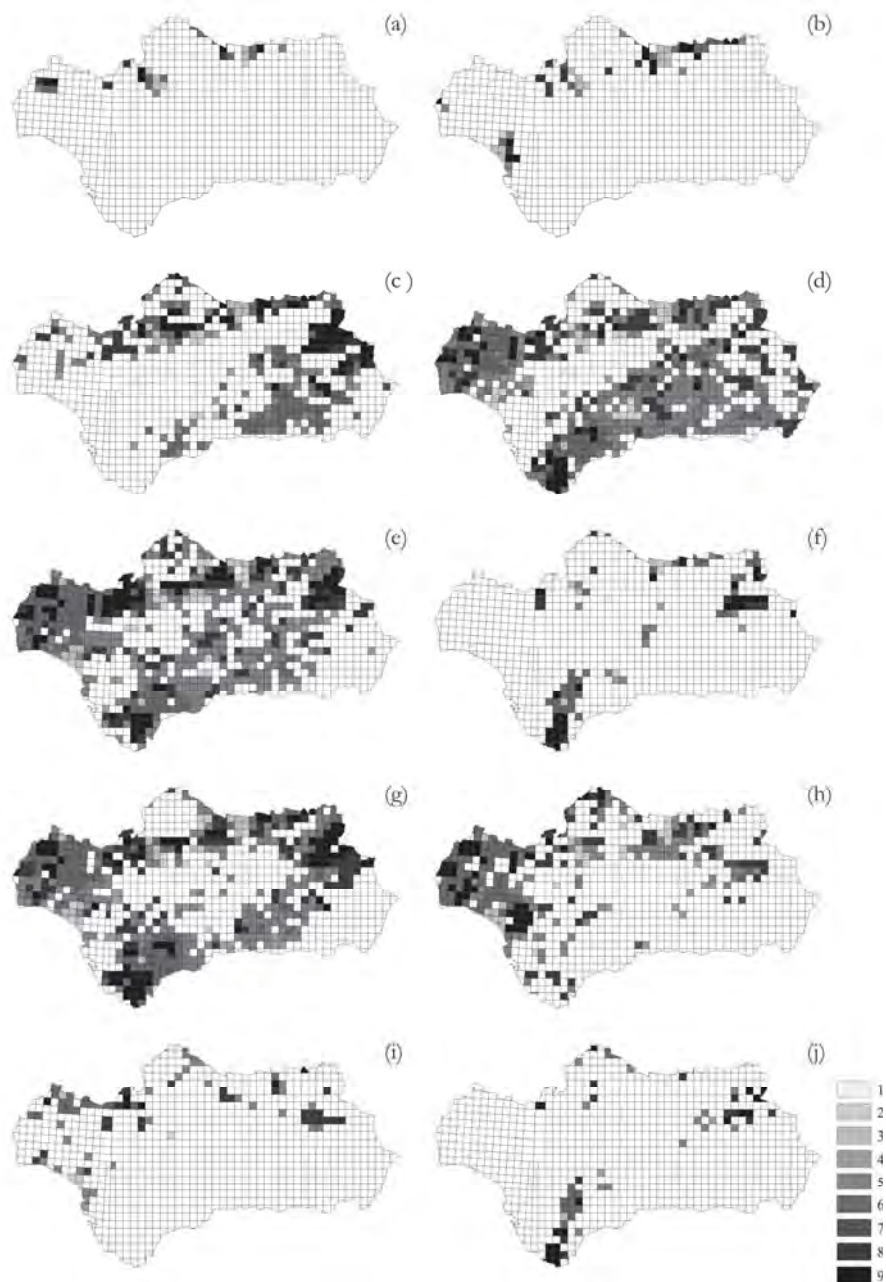


Figura 3.17. Mapas de riesgo específico al envenenamiento en Andalucía por cuadrículas UTM de 10 x 10 km para las especie de rapaces: *Aegypius monachus* (a), *Aquila adalberti* (b), *Aquila chrysaetos* (c), *Bubo bubo* (d), *Buteo buteo* (e), *Gyps fulvus* (f), *Hieraaetus pennatus* (g), *Mihus migrans* (h), *Mihus mihus* (i) y *Neophron percnopterus* (j). Los mapas representan las Categorías de Conflicto como en la Figura 3.13.

Capítulo 4

Discusión



4. Discusión

4.1 Consideraciones metodológicas

La investigación realizada sobre el conflicto humano-depredador en la presente memoria se ha llevado a cabo mediante el empleo de dos tipos de inferencia científica: el método histórico y el empírico. Tanto en el caso de las capturas de depredadores como de las evidencias de uso de cebos envenenados, la información extraída de registros oficiales de la administración ha permitido realizar un análisis histórico y espacial de los depredadores. Además, esta información histórica ayuda a comprender la situación actual de las especies depredadoras, particularmente de aquellas socialmente más conflictivas. Los registros de captura de depredadores son testimonio tanto de la presencia como de la abundancia de las especies implicadas (Rico y Torrente, 2000; Riley *et al.*, 2004). Su análisis pone en evidencia procesos de extinción y/o merma de poblaciones de depredadores. Precisamente, las estadísticas cinéticas han sido empleadas frecuentemente como un indicador de la evolución histórica de especies de Carnívoros (Alcántara y Cantos, 1992).

Por otro lado, hay consideraciones sobre la evolución histórica de los depredadores que se ponen de manifiesto a partir del análisis cualitativo de la normativa y de la reglamentación administrativa desarrollada. Tales análisis ponen de manifiesto la sucesión de cambios, en relación a la actitud del humano frente a los depredadores, recogiendo incluso la emergencia de las ideas conservacionistas (Mykrä *et al.*, 2005).

La persecución de los depredadores no se puede entender sin el humano, por lo que el análisis de la información es un reflejo de la evolución histórica de la relación humano-depredador. Estos análisis deben enmarcarse dentro un escenario socio-económico, donde la dirección del conflicto humano-depredador es sensible a variaciones demográficas, políticas y socioeconómicas (Bekoff, 2001), así como de los medios que dispone el humano para el control de la depredación.

La reconstrucción de la relación histórica entre el humano y otras especies es un tema recurrente de la literatura científica mundial. Concretamente son numerosos los estudios sobre la persecución de grandes depredadores como el lobo, el oso y el lince euroasiático (*Lynx lynx* Linnaeus, 1758) (Jedrzejewska *et al.*, 1996; Breitenmoser, 1998; Breck y Meier, 2004; Riley *et al.*, 2004). La información histórica sobre su distribución y abundancia es fundamental para entender la situación actual de depredadores, particularmente de aquellas especies amenazadas y socialmente más conflictivas. Además, tal conocimiento constituye

4. Discusión

la base sobre la que se deben plantear las actuales medidas de gestión encaminadas a la conservación de depredadores.

Análisis de las fuentes documentales

Una investigación basada en el estudio de registros históricos, y particularmente en este caso de datos que no provienen de un muestreo dirigido, tiene que sortear la problemática de analizar información de gran heterogeneidad. Por lo tanto, el punto de partida para el análisis de los registros de capturas de depredadores y de los eventos de envenenamiento fue la elaboración de sendas bases de datos donde se almacenó la información útil de las dispares fuentes documentales.

En el caso concreto de los datos de captura de depredadores, es preciso reconocer las limitaciones del uso de estos registros, debido a la posible pérdida de parte de las fuentes documentales, así como a la dispersión y disponibilidad de la información existente (Riley *et al.*, 2004). Además, el análisis de capturas de depredadores a escala nacional se ha visto restringido por las limitaciones temporales y económicas que implica el muestreo de las fuentes documentales.

En el caso de los registros de eventos de envenenamiento, la heterogeneidad de los datos se debe a la gestión diferencial de la problemática del veneno en las diferentes comunidades autónomas. En el caso de España, tanto las cuestiones relativas a la conservación de especies como de la caza están transferidas a las administraciones autonómicas.

Por otro lado, se debe tener en cuenta que los datos de los eventos de envenenamiento registrados no reflejan por completo la magnitud del problema del uso frecuente de cebos envenenados en el medio natural. De hecho, los casos constatados representan una minoría de los que en realidad se producen (Fleischli *et al.*, 2004). En este sentido, algunos autores estiman que tan sólo se detecta como mucho entre el 5% y el 15% de los episodios de envenenamiento que suceden en el campo (Varillas, 2006; Cano *et al.*, 2006), de manera que un número indeterminado pero importante de eventos no son registrados.

De acuerdo con estas premisas, un número indeterminado de casos habrán quedado fuera de estos registros por motivos diversos. En ocasiones, la muerte de animales intoxicados por cebos envenenados puede quedar enmascarada por atropellos, electrocuciones o depredación a causa de la merma en las funciones motoras que sufren los individuos

afectados tras la intoxicación. También son cuantiosos los eventos que pasan desapercibidos debido a la inaccesibilidad del área donde se colocan los cebos o al escaso tránsito humano en la zona (Whitfield *et al.*, 2003). Por el contrario, la posibilidad de detectar eventos de envenenamiento aumenta en áreas protegidas y en el caso de especies que son objeto de seguimiento científico exhaustivo en el medio natural. Entre los casos de envenenamiento que llegan a ser descubiertos no siempre se puede llegar a completar dicho análisis, tras haberse trasladado sus muestras a los laboratorios de análisis toxicológico, sea por el mal estado de conservación, sea por la deficiente calidad o cantidad de la muestra. Por ello, es fundamental para aumentar la detectabilidad de los efectos de esta conducta ilegal contar con protocolos adecuados de actuación, especialmente a la hora de recoger las muestras, para que los laboratorios reciban en las mejores condiciones posibles los tejidos y restos importantes desde el punto de vista toxicológico. No obstante, si fuera posible, es más sencillo realizar el análisis sobre el propio cebo, pues se evita así realizar extracciones y purificaciones para identificar el tóxico (Soler *et al.*, 2006).

En la actualidad, se está dotando a los agente de medio ambiente de un protocolo de actuación para la recogida y conservación de muestras de cadáveres puesto a punto por la plataforma Antídoto (Varillas, 2006). Dicho protocolo, además de tener en cuenta las consideraciones de las analíticas toxicológicas, respeta los aspectos legales de la cadena de custodia para proporcionar a la Administración pruebas periciales que demuestren la existencia de un delito. Además, se está haciendo más frecuente el uso de unidades caninas especializadas en la detección de cebos y animales envenenados en el medio natural. Así, en Andalucía, durante 2005 por ejemplo, estas unidades llegaron a encontrar evidencias de eventos de envenenamiento en el 63% de sus inspecciones (Simón, 2005).

La recopilación de los eventos de envenenamiento objeto de estudio en esta memoria se asemeja a los análisis realizados sobre el acaecimiento de delitos registrados por la policía (Farrel y Pease, 2003). En ambos casos, los datos de registro de un incidente se emplean para definir las áreas de alta incidencia, lo que permite concentrar allí los recursos para combatirlos así como tratar de dilucidar las causas asociadas al acaecimiento de un evento. Al usar estos datos que provienen de una recogida pasiva de información, es preceptivo asumir que existe una proporción de incidentes que no quedan registrados, como anteriormente se comentó. Además, esto se complica pues no se dispone de datos con los que calcular el esfuerzo de muestreo, el cual es un dato imprescindible a la hora de establecer una jerarquización de las áreas conflictivas. Sería interesante poder disponer de

4. Discusión

datos a escala municipal sobre número de agentes medioambientales, guardería privada, afluencia de particulares al medio natural o número de miembros de ONG implicados.

Modelos estadísticos de distribución

En la presente memoria se ha afrontado la problemática del conflicto humano-depredador desde la perspectiva de la Biogeografía de la Conservación. La Biogeografía se emplea para la resolución de problemas de Conservación de la Biodiversidad que provienen de conflictos entre los intereses humanos y de la Naturaleza y que abarcan una extensa superficie (Whittaker *et al.*, 2005). En este caso, la identificación de patrones biogeográficos puede ser empleada para detectar qué factores (humanos, ambientales, históricos,...) son los que modulan procesos biológicos a escala geográfica (Guisan y Zimmermann, 2000; Soberón y Peterson, 2005).

El uso de modelos biogeográficos se emplea en numerosos estudios enfocados a la Conservación, como por ejemplo explicar las distribuciones de especies o comunidades (Barbosa, 2001; Muñoz *et al.*, 2005; Acevedo 2007a,b), establecer estrategias de gestión sostenible de la caza (Farfán *et al.*, 2008), identificar áreas donde las especies podrían ser reintroducidas (Fernández *et al.*, 2006), pronosticar áreas donde se espera la expansión de especies exóticas (Cassinello *et al.*, 2006; Real *et al.*, 2008) o identificar espacios naturales claves para la conservación (Estrada, 2008).

En el caso de esta memoria de Tesis, el establecimiento de modelos biogeográficos se ha empleado para predecir la distribución espacial de las capturas de depredadores y de los eventos de envenenamiento, es decir, áreas dónde el conflicto está o ha estado presente. Por otro lado, se pueden detectar las circunstancias ambientales y humanas que convergen en las áreas donde se desencadena este conflicto. De forma similar, Treves *et al.* (2004) utilizaron modelos espaciales para predecir áreas de diferente riesgo de depredación del lobo sobre el ganado en EEUU. Así mismo, otros estudios han centrado la atención en el análisis del conflicto entre humano y especies amenazadas también desde una perspectiva biogeográfica (Morán-López *et al.*, 2006; Carrete *et al.*, 2007).

La obtención de modelos tanto predictivos como explicativos, puede ser empleada como herramienta de gestión. Esto es particularmente útil en aquellos casos en los que la administración no dispone de suficientes recursos para la vigilancia y control del conflicto con los depredadores.

En la presente memoria de Tesis, los métodos de modelación empleados se han ido adaptando a la disponibilidad de información, a la escala de trabajo, al fin perseguido en los análisis y a las limitaciones metodológicas citadas.

En la presente investigación, se ha trabajado en primer lugar con modelos de distribución de presencia / ausencia de eventos de envenenamiento. Como ya se ha discutido con anterioridad, la base de datos de eventos de envenenamiento no recoge todos los casos acaecidos. Es por ello que los datos de presencia son más fiables que los de ausencia. La función de favorabilidad utilizada en esta Tesis y propuesta por Real *et al.* (2006), modela tanto las presencias como las ausencias. Algunos autores consideran más correcto utilizar técnicas de modelación que trabajan, supuestamente, sólo con datos de presencia para evitar las falsas ausencias (Pearce y Boyce, 2006; Raes y ter Steege, 2007). Sin embargo, en este tipo de modelos algunas presencias podrían omitirse y constituir falsas ausencias. Precisamente, en el presente caso, construir modelos a partir de datos de presencia / ausencia resultó la opción más adecuada debido a la pobre consistencia de los registros. En segundo lugar se ha trabajado con modelos de abundancia de eventos de envenenamiento. Como primera opción se optó por trabajar con datos de abundancia para incluir en el análisis la máxima variabilidad de la variable a analizar. En cambio, en el apartado 3.4, se decidió transformar los datos de abundancia en datos presencia/ ausencia, para que el modelo resultante fuera comparable a los modelos de distribución de presencia/ ausencia de la especie afectadas por el acaecimiento de eventos de envenenamiento. Por lo general, no es posible inferir que los modelos de presencia/ ausencia reflejen abundancia (Jiménez-Valverde *et al.*, 2009; Pearce y Ferrier, 2000), aunque hay estudios que han puesto de manifiesto esta relación (Estrada y Arroyo, 2012; Real *et al.*, 2009). En el presente caso también se ha constatado que los modelos de distribución de abundancia (apartado 3.3.) y de presencia/ ausencia (apartado 3.4) de eventos de envenenamiento muestran una asociación entre ambas. Algunos autores explican esta relación aduciendo que los datos de presencia/ ausencia de las especies están determinados por la probabilidad de detección, definida a su vez por la abundancia (Barbosa *et al.*, 2009; Jiménez-Valverde, 2011).

4.2 Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

La persecución de depredadores fue promovida y fomentada por la administración de diferentes países de Europa y Norte América entre los siglos XVII y XIX, con el fin de erradicar los animales considerados dañinos (Sillero-Zubiri y Schwitzer, 2004). Incluso a finales del siglo XX la persecución de depredadores todavía era retribuida económicamente en países como Canadá, Estados Unidos (Mech, 1970), Francia (Mariano, 2012) y Portugal (Beja et al., 2008).

Los resultados cualitativos y cuantitativos obtenidos tras la revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España, han permitido identificar tres etapas en el manejo de las poblaciones de depredadores: del libre exterminio, a la extinción organizada y al control racional. No obstante, los límites entre estas etapas no deben entenderse como una nítida separación entre formas de proceder distintas entre sí. Por ello, tanto la normativa como la realidad de la relación hombre-depredador son variables e incluso opuestas dentro de una misma etapa. Así, por ejemplo, las primeras disposiciones legales para la conservación de fauna se fechan en 1902, cuando el gobierno de España firma el convenio de París. Dicha adhesión a una incipiente política conservacionista internacional se enmarca dentro de la etapa que aquí se ha denominado del libre exterminio. Del mismo modo, el periodo de funcionamiento de las Juntas de extinción, por ejemplo se solapa con la veda temporal del quebrantahuesos a nivel nacional en 1958. Tras la revisión de la normativa española de caza y conservación, desde sus inicios hasta la actualidad, se constata la sucesión de políticas de exterminio y conservación de forma confusa.

Los resultados obtenidos tras el estudio de los datos de captura de depredadores han permitido conocer el impacto que la persecución ocasionó en sus poblaciones y proporcionado información sobre los procesos locales de extinción. No obstante, se dispone de información más completa para el periodo de la extinción organizada, a pesar de la confusión administrativa que rodeaba su actividad (Corbelle y Rico, 2008).

En los datos de captura manejados en la presente memoria se puede observar que los criterios de clasificación de las especies en ocasiones no son claros ni precisos. Incluso la propia normativa se refiere a la captura de: “alimañas, aves iguales o mayores al milano, aves menores al milano, cuadrúpedos menores, águila, aguililla, aguilucho, búho, buitres, lagarto, culebra,...”. Esta imprecisión dificulta conocer el impacto de la persecución sobre poblaciones de especies concretas. Es curioso destacar que hubo países donde las

organizaciones encargadas de la extinción de depredadores contaban con guías de identificación de aves, pues las primas dependían de la especie concreta capturada (Pohja-Mykra, et la 2005).

La revisión histórica de las fuentes documentales estudiadas muestra cómo la lista de animales a perseguir se fue ampliando con los años. Según las fuentes documentales, la principal especie objeto de exterminio en España era el lobo. Ya en el siglo XVI, cuando la caza era un privilegio reservado únicamente a la nobleza, se permitía al pueblo la captura del lobo. Dicha excepción estaba encaminada a la protección del ganado, coincidiendo con el auge de actividad de la Mesta (López, 1995). En aquel tiempo, la pérdida de un solo animal suponía un grave perjuicio económico para los ganaderos.

Los informes sobre control de depredadores realizados con datos del siglo XIX, analizados en la presente memoria, también señalan que la problemática de las alimañas se localizaba sobre todo en las zonas montañosas y en las cuencas de los ríos, dónde la actividad económica se apoyaba principalmente en la ganadería. En ese mismo siglo, la persecución del lobo y el oso en Finlandia, por ejemplo, se centraba también en la protección del ganado (Pohja-Mykra, et la 2005).

A principios del siglo XIX se apunta un descenso de las poblaciones cinegéticas, como resultado de varios factores: el aumento de la demografía, la popularización de la caza y los cambios en el hábitat debido a la expansión de actividad agrícola (López, 1995).

Entre finales del siglo XIX y XX la presión cinegética puso en peligro especies de caza menor y mayor, lo que llevó a la creación de sendos cotos nacionales en Gredos y Picos de Europa, debido la situación especialmente preocupante de cabras monteses y rebecos, respectivamente (López, 1995). Esta disminución de la caza mayor llevaba aparejada un aumento del conflicto hombre-depredador, debido a que los depredadores encontraban en el ganado doméstico una fuente de alimento cada vez más necesaria. Un proceso similar había ocurrido ya en los países de Europa occidental inducido por las mismas circunstancias (Andersen et al, 2006). Así, en Reino Unido, la desaparición del lobo entre los siglos XVII y XVIII (Yalden, 1999) se relaciona, por un lado, con el desarrollo de la actividad industrial maderera y, por otro lado, con el desarrollo de la actividad ganadera. Pero en realidad no fueron dos procesos independientes sino concomitantes, ya que la alteración del hábitat del lobo inducido por la primera causa facilitaba su desplazamiento hacia zonas ganaderas.

4. Discusión

En España a mediados del siglo XX, tras la Guerra Civil, las poblaciones de caza mayor estaban muy mermadas, por lo que las políticas de la administración forestal pretendían aumentar la carga cinegética. Para ello se creó el 1951 el Servicio Nacional del Pesca Fluvial y Caza. Entre otros fines, este organismo tenía como objetivo fomentar la caza como actividad económica alternativa en el medio rural. En 1944 comenzó a funcionar a modo de ensayo la primera junta de extinción en Cantabria, al amparo del Sindicato Provincial de Ganadería y el Grupo de Criadores de Ganado Tudanco, y en Asturias en 1947 relacionada con el Sindicato Provincial de Ganadería. A pesar de que las primeras Juntas de extinción nacieron vinculadas a asociaciones ganaderas, los resultados obtenidos en esta memoria indican que su actividad repercutió sobre todo en rapaces y carnívoros que depredan sobre las especies de caza. La diversificación del número de especies objeto de persecución debe ser interpretada como consecuencia de la puesta en valor de las especies cinegéticas. En un principio los registros se corresponden, principalmente con captura de carnívoros terrestres, principalmente lobo y zorro. Posteriormente se registran capturas de otros carnívoros terrestres. El porcentaje de capturas de rapaces, respecto al total de capturas de rapaces y carnívoros terrestres, aumenta del primer al tercer periodo. Ya en última instancia las Juntas incluyen en el listado de especies a perseguir a Córvidos, Reptiles y Roedores. De esta manera se detecta una extensión de la protección exclusiva de la actividad ganadera a la cinegética.

Por lo general, las Juntas pasaron a centrar su objetivo en actividades que consideraban beneficiosas para el fomento de la actividad cinegética, sin excluir pero tampoco sin priorizar en sus presupuestos económicos la indemnización a ganaderos. Además, tan sólo en el reglamento seis Juntas provinciales se recoge información sobre las indemnizaciones a percibir en función de la clase de ganado y de la edad del mismo. Las especies por las que se pagaban primas económicas más altas siguen siendo los grandes depredadores (Pohja-Mykra, et la 2005). En España la especie mejor remunerada era el lobo, siendo mayor la prima económica para hembras adultas.

El importe de los premios suponía una importante fuente de ingresos para los alimañeros, llegándose a profesionalizarse en esa tarea (Torrente, 1999; Gragera, 2008). La importancia económica de las primas percibidas da una idea de la importancia que tenía proteger especies ganaderas y cinegéticas. En la base de datos de captura de depredadores se registraban los nombres de los alimañeros y en ellas se corrobora que muchos de ellos se repiten año tras año. Además hay que tener en cuenta el plus de ingresos que suponía ganar

los premios anuales de cada campaña y la venta de la piel. Por otro lado, la actividad de los alimañeros era valorada socialmente, de manera que recibían presentes de particulares a modo de agradecimiento por la labor que realizaban. Los alimañeros paseaban las pruebas de sus capturas por los pueblos, llegando mucho de ellos a hacerse conocidos, persistiendo hasta la actualidad las historias de muchos de ellos (Gragera, 2008). Grande (1984) indica que el aumento de las capturas de depredadores tras periodos bélicos responde, en mayor medida, a un incremento de la persecución en busca de ingresos económicos necesarios en tiempos de escasez, que al incremento demográfico de los depredadores.

En cuanto a los medios empleados para la captura de depredadores, hay que destacar que a pesar de que el empleo de cebos envenenados se consideran más efectivo para eliminar al lobo (Mech, 1970) y otros Carnívoros, no es el método más frecuentemente utilizados por los alimañeros. El uso del veneno propiciaba la captura de animales esquivos a la presencia del humano en el medio natural, pero complicaba la recuperación del animal. Esta era imprescindible, ya que constituía la prueba que justificaba ante las Juntas el pago de la prima así como para extraerle la piel y venderla.

Por especies, el zorro es la especie que registra mayor número de capturas durante los tres periodos. Sin embargo, en la actualidad se encuentra ampliamente distribuida (Palomo *et al.*, 2007). Probablemente se trate de un ejemplo excepcional de cómo algunas poblaciones de depredadores generalistas persisten a pesar de que su caza se prolongue en el tiempo. Es más, para el conjunto de España, la relación de capturas zorro/lobo aumenta del periodo del 1854 – 1860 (5,32) al periodo de 1944 – 1969 (27,65), lo que se puede explicar por el efecto regulador del lobo sobre las poblaciones de zorro, incrementándose su número cuando las poblaciones loberas estaban mermadas o extintas según la región (Ruiz-Olmo y Puig, 1991; Fernández y Ruiz, 2010).

Por el contrario, las poblaciones de depredadores especialistas como el lobo, el oso y el lince y algunas rapaces sí que han resultado afectadas tanto en número como en distribución por la persecución humana (Pohja-Mykrä *et al.*, 2005). Por otro lado, hay que tener en cuenta que las alteraciones del medio han propiciado el declive o la expansión de distintas especies de depredadores (Litvaitis y Villafuerte, 1996). De hecho, algunas especies en España se acercaron a la extinción de sus poblaciones. Incluso la administración de la época se mostró sensible a este declive, llegando a vedar la caza de algunas especies antaño consideradas *dañinas*. Es el caso del quebrantahuesos, cuya caza se prohibió por Orden Ministerial en 1958, o del lince, vedado a partir de 1966.

4. Discusión

Por otro lado, procede indicar que no es la primera vez que se limita la caza de una especie en la normativa española. Ya en 1896 se estableció la veda de las rapaces nocturnas por ser consideradas especies útiles a la agricultura. No obstante su protección fue más literal que práctica, ya que en las fuentes documentales analizadas durante la extinción organizada se encuentran 691 registros de búhos (?) y 324 de búho real.

Se ha constatado en la presente memoria que el número de capturas de lobos machos fue superior al de hembras para los tres periodos considerados, al igual que reflejan los datos de Fernández y Ruiz (2010) en los registro de capturas durante el siglo XIX. Mech (1970) apunta que situaciones de escasez de recursos y de estrés social favorecen una mayor proporción de machos en las poblaciones de lobo, rechazando la existencia de una respuesta diferenciada frente a la persecución humana. En cambio, los datos de capturas registrados para el zorro son mayores para las hembras. La disponibilidad de datos demográficos de las especies capturadas ayudaría a valorar si la caza diferencial de machos y hembras es un reflejo de las densidades poblacionales de los grupos o un sesgo hacia la captura de hembras inducido por la mayor recompensa que por ellas percibían los alimañeros. Además, al premiarse la captura de crías resultaba atractivo buscar las loberas.

En cuanto a la distribución espacial de las capturas de lobo, se ha comprobado que la región occidental de la Península acumula el mayor número de ejemplares abatidos durante el siglo XIX, con valores altos de la ratio de edad. Los datos de distribución disponibles para la especie en 1950 son congruentes con estas tasas de extracción, pues las poblaciones de lobo estaban para entonces restringidas a la parte occidental de la Península. La actividad de las Juntas en los años 50 y 60 registró los máximos de captura en la cordillera Cantábrica, norte de Extremadura y Sierra Morena oriental, correspondiendo en parte con la distribución del lobo propuesta por Valverde (1971) para 1970. Esa distribución se completa con poblaciones al oeste de Galicia y al norte de León y Zamora, donde la actividad de las Juntas no fue tan intensa. Como apunta Núñez-Quirós *et al.* (2007), la población del lobo en Galicia apenas ha variado entre los siglos XIX y XX. Respecto al oso existen pocas referencias de ejemplares capturados. Téngase en cuenta que no había establecidas recompensas por ellos y, por tanto, las estadísticas de las Juntas no registran capturas de esta especie. De forma anecdótica cabe citar la captura registrada de 2 individuos en Navarra entre 1854-1860, correspondientes al núcleo oriental de distribución de la especie. Ya desde el siglo XVIII se consideraba que sus poblaciones estaban divididas en dos núcleos: el galaico-cantábrico y el pirenaico.

Como ya se ha indicado, los datos históricos de captura pueden ser útiles para planificar medidas de reintroducción de especies con problemas de conservación. En este sentido procede destacar la captura de 12 lince en la provincia de Málaga entre 1854-1860, indicativas de antiguas zonas ocupadas por la especie en las que hoy no está presente. En especial son relevantes los datos más recientes que aportan información de la antigua distribución del lince en el siglo XX. El dato más relevante es la caza de 107 lince en la provincia de Toledo. En el caso de esta especie, los datos de capturas registrados por las Juntas probablemente subestiman las extracciones realizadas por los alimañeros con fines peleteros. De hecho, se tiene constancia de que durante los siglos XIX y XX centenares de pieles de lince fueron comercializadas cada año en España (Gutiérrez, 2007). Incluso, hasta los años 70 del pasado siglo se comercializaban pieles de lince procedentes de fincas de caza mayor de Sierra Morena occidental (Benavente y Barreda, 1994).

Además de la actividad individual de los alimañeros, se organizaban medidas de exterminio colectivas: campañas de envenenamiento y batidas. Estas medidas eran solicitadas por colectivos que se consideraban afectados por los depredadores. Según los resultados de los expedientes consultados para la provincia de Cáceres, estas medidas eran excepcionales y llevaban aparejadas la supervisión por las autoridades locales de la situación de amenaza. Por lo general, las batidas comunales se justificaban por daños a la ganadería, mientras que las campañas de envenenamiento se autorizaban por daños a las poblaciones cinegéticas.

La actividad de las Juntas, según los resultados obtenidos, alcanza su máximo de actividad entre los años 1955 y 1961, coincidiendo con el periodo de irrupción de la mixomatosis en España. El cese de la actividad de las Juntas fue progresivo hasta finales de los 60, cuando la administración comenzó a replantearse la gestión de los depredadores hacia una postura más conservacionista.

Modelación de la distribución de capturas de depredadores

Con objeto de investigar los factores implicados en el control de los depredadores, se obtuvieron modelos explicativos para diferentes variables que *a priori* pudieran tener relación con las capturas consideradas. En el caso de las capturas de Carnívoros y zorros, ambos modelos son prácticamente iguales. Esto se debe a que los datos de Carnívoros se nutren principalmente de capturas de zorro, que como ya se indicó es la especie que registra mayor número de capturas dentro del grupo.

4. Discusión

Los factores explicativos de la distribución de capturas en relación a la actividad ganadera, están representados por la densidad de ganado lanar y la longitud de cañadas reales. Las capturas de depredadores se relacionan con las densidades de ganado lanar. Según los anuarios ganaderos consultados éste era el grupo que alcanzaba densidades más altas en promedio (INE, 2011). Sin embargo, la oveja no era la especie por la que se pagaba mayores indemnizaciones económicas, sino que este capítulo estaba encabezado por el ganado de labor, como consecuencia del valor económico que alcanzaban en las ferias y en las transacciones privadas los ejemplares de equino, mular o asnal. La relación de las densidades de ganado lanar con el control de depredadores, también puede estar relacionado con su manejo extensivo y trashumante.

Por otro lado, las cañadas reales son un indicador de importancia de la actividad ganadera. Fueron establecidas en el siglo XIII y su vinculación con el control de depredadores, además de relacionarse con la protección de la ganadería, puede considerarse un testigo de aquellas áreas donde la persecución de depredadores estaba más arraigada en la sociedad.

La riqueza de depredadores es el otro factor determinante en la distribución de las capturas de rapaces y Carnívoros. Es obvio que las capturas de depredadores se produjeran allí donde estos se distribuían y causaban daños a los intereses rurales. Además, las zonas de alta diversidad de depredadores eran ser percibidas por el humano como una amenaza para sus actividades.

4.3 Análisis del estado actual del empleo cebos envenenados en España

Análisis descriptivos de los eventos de envenenamiento

En las últimas décadas, el conflicto hombre-naturaleza se ha agravado debido al aumento de la población humana y a la expansión de las actividades antropogénicas (Woodroffe, 2000; Conover, 2002; Treves y Karanth, 2003). A nivel mundial, se ha generalizado el uso de veneno como medio empleado para eliminar o reducir las poblaciones de animales que provocan pérdidas en actividades agrarias. Además, el impacto del uso de cebos venenosos se ha incrementado debido a la síntesis de tóxicos de mayor letalidad (Varela, 1995).

El envenenamiento es difícil de prevenir y controlar, siendo particularmente preocupante el número creciente de eventos de envenenamiento debidos a un uso ilegal y deliberado del veneno (Guitart *et al.*, 2010). El uso ilegal de cebos envenenados para el control de depredadores es una grave amenaza para la biodiversidad de la fauna, debido a la falta de selectividad de este método (Herranz, 2000; Glen *et al.*, 2007). Los cebos envenenados pueden afectar a especies domésticas y silvestres, algunos de ellas con especial interés para la conservación. Por esa razón, el uso de cebos envenenados se prohibió en varios países de Europa y América del Norte entre los años 70 y 80 (Mougenot y Roussel, 2005).

Debido al impacto severo e indiscriminado sobre la vida silvestre, el uso de cebos envenenados fue prohibido por la Unión Europea en 1979 a través de la ratificación del Convenio de Berna, plasmado en la Directiva Aves (Gálvez, 2006). Es de destacar que en algunas zonas de Europa, tras la prohibición, se ha registrado una mejora en las poblaciones de depredadores en los últimos 30 años (Tucker y Heath, 1994; Mitchell-Jones *et al.*, 1999; Royal Society for the Protection of Birds, 2008). No obstante, el envenenamiento continúa considerándose por numerosos autores como una de las más notables amenazas para muchas especies protegidas, particularmente para las carroñeras (Ribas *et al.*, 2002; Soler *et al.*, 2006; Tarazona, 2006).

El uso ilegal del veneno para controlar los depredadores continua siendo una práctica común en ciertas regiones y países de Europa (Guitart *et al.*, 2010), debido a la tradición de su uso, facilidad de preparación, difícil detección por las autoridades y, sobre todo, por su eficacia (Saunders *et al.*, 1995; Virgos y Travaini, 2005; Gentle, 2005). En Francia, por ejemplo, el envenenamiento representó el 6,5% de las causas identificadas de muerte de animales silvestres entre 1986 y 1998 (Lamarque *et al.*, 1999), debido a envenenamientos no selectivos.

4. Discusión

En la actualidad, el uso ilegal de veneno se asocia principalmente a la caza y no a la ganadería como en las últimas décadas. En España y en el resto de Europa la actividad cinegética tiene cada vez más importancia socio-económica (Arroyo *et al.*, 2001; Vargas, 2002). Además, en la mayor parte de los acotados de caza menor, la gestión se centra en el control de depredadores, a fin de elevar los rendimientos cinegéticos (Reynolds y Tapper, 1996; Villafuerte *et al.*, 2000; Whitfield *et al.*, 2003).

Tal como algunos autores indican (Antoniou *et al.*, 1997; Guitart *et al.*, 1999; Hernández, 2003; Motas-Guzmán *et al.*, 2003; Jerez *et al.*, 2007), en España es el grupo de los mamíferos el que registra mayor mortalidad por eventos de envenenamiento. Sin embargo si se hace distinción entre animales silvestres y domésticos, las rapaces destacan como el grupo que registra mayor número de eventos de envenenamiento (44,46%) y de individuos afectados (40,88%).

En España, los perros son los animales que se ven implicados en mayor número de eventos, así como de individuos afectados (1,79 afectados / evento). Tal como Berny *et al.* (2010) apuntan, los perros son igualmente la especie doméstica más afectada por el veneno en algunos países de Europa. Así mismo, el número de zorros implicados por evento también es elevado (1,44 afectados / evento), siendo la especie más afectada entre los Carnívoros en Francia (Lamarque *et al.*, 1999) e Italia (Giorgi *et al.*, 2002). Esto puede deberse a la abundancia y a los hábitos alimentarios poco selectivos de ambos cánidos. Por otro lado, hay que hacer notar que la alta incidencia sobre los perros puede atribuirse al hecho de que estos eventos suelen ser descubiertos y denunciados por sus dueños (Cano *et al.*, 2006; Berny *et al.*, 2010).

El zorro es considerado por el sector cinegético como el responsable principal de que no se recuperen las poblaciones de especies cinegéticas de caza menor (Villafuerte *et al.*, 1998), debido a su amplia distribución y a sus hábitos generalistas de alimentación. El principal objetivo del control de depredadores realizado por los ganaderos y gestores de caza sigue siendo el zorro (Virgos y Travaini, 2005). A pesar de ser la especie diana, otras que no son objeto de control se ven afectadas por el veneno como es el caso de mustélidos, félidos, vivérridos y herpéstidos (de Snoo *et al.*, 1999; Berny, 2007). De hecho, en Andalucía no se ha encontrado ninguna relación entre el número de zorros cazados por otros medios y la frecuencia de eventos de intoxicación.

Debido a la escasa selectividad del veneno, las especies objetivo no suelen ser las que más eventos registran (Eason y Spurr, 1995; de Snoo *et al.*, 1999; Berny, 2007). De acuerdo con

los datos obtenidos en este estudio, la relación de los acontecimientos de veneno entre zorros y buitres es 1/3. Por esa razón, el envenenamiento se considera como una de las más notables amenaza para muchas especies protegidas (Ribas *et al.*, 2002; Soler *et al.*, 2006; Tarazona, 2006). A modo de ejemplo, el 36,7% de las muertes registradas de quebrantahuesos, especie que se extinguió en Andalucía en los años 80, se debieron a una intoxicación (Antor *et al.*, 2003). En esta comunidad, la distribución real de los eventos de veneno se superpone con las zonas de cría de quebrantahuesos en el pasado. Por ello, sería interesante identificar las zonas de riesgo al envenenamiento para planificar futuros programas de reintroducción de esta especie. A nivel de España, los datos no arrojan diferencias significativas entre el valor promedio de Carnívoros afectados por evento y el de rapaces, aún siendo este último mayor. Sin embargo, para el caso particular de la región de Andalucía esta diferencia sí es significativa (Márquez *et al.*, 2013b). Las aves rapaces carroñeras, como buitres y milanos, se ven especialmente afectadas por el uso deliberado de veneno, siendo una de las principales causas de su regresión (de Snoo *et al.*, 1999; Holmes *et al.*, 2003; Berny y Gaillet, 2008; Hernández y Margalida, 2008; Margalida *et al.*, 2008).

Los datos anuales, tanto del número de eventos como de individuos afectados, muestran una tendencia creciente. Si se dispusiera de datos de esfuerzo de muestreo, sería posible valorar en qué medida esta tendencia puede deberse a un incremento en el empleo de cebos envenenados o al resultado de una mayor preocupación social y de la administración por la problemática.

El uso de cebos envenenados es ininterrumpido a lo largo de todo el año. No obstante, existe una concentración estacional del número de eventos durante los meses de primavera (Jerez *et al.*, 2007). Esta intensificación estacional está relacionada con dos circunstancias concretas. Por un lado, la primavera es el periodo de reproducción de las especies cinegéticas, del ganado doméstico y de los depredadores (Hernández, 2003), de modo que estos últimos están más activos, pues tienen mayor necesidad de alimento. Por ello, provocan pérdidas de puestas, camadas e individuos juveniles entre la fauna silvestre y doméstica. Por otro lado, la primavera es período de inactividad cinegética e imposibilita ejercer un control rutinario de depredadores mediante medios autorizados. Por ello, el veneno se convierte con frecuencia en el medio empleado de forma unilateral por ciertos cazadores y ganaderos para el control de depredadores, que pretenden mitigar la presión de los depredadores sobre las crías de especies cinegéticas y ganaderas. Además se disminuye el peligro de intoxicación de los perros de caza al encontrarse estos fuera del campo. El uso

4. Discusión

de cebos envenenados también puede estar relacionado con la intención de realizar un control sobre los depredadores antes de la época de las reintroducciones de especies cinegéticas (Motas-Guzmán *et al.*, 2003).

En España, entre los tóxicos empleados para el envenenamiento de fauna depredadora, destacan los carbamatos como los causantes del mayor número de intoxicaciones (Soler *et al.*, 2006; Jerez *et al.*, 2007), al igual que ocurre en otros países como Grecia (Antoniou *et al.*, 1997) y Estados Unidos (Fleischli *et al.*, 2004). El uso de un compuesto determinado para la preparación de cebos envenenados puede variar dependiendo de los cultivos de la región y la accesibilidad de adquisición del producto. Sin embargo, la frecuencia de uso de ciertos pesticidas en la agricultura no se corresponde con los venenos empleados en el envenenamiento de la fauna silvestre. Por ejemplo, los insecticidas representan el 30,8% de los plaguicidas que se utilizan en España, aunque son los compuestos tóxicos más recurrentemente detectados en cebos o animales envenenados (Martínez-Haro *et al.*, 2008).

El aldicarb es la sustancia encontrada en el mayor número de los eventos de envenenamiento. Su uso ilegal para este propósito lo corroboran otros estudios realizados en España (Guitart *et al.*, 1999, Hernández, 2003; Motas-Guzmán *et al.*, 2000, 2002, 2003) y en otros países (Fleischli *et al.*, 2004). Su identificación es sencilla, pues su elevada y rápida toxicidad provoca una muerte inmediata (Mineau *et al.*, 1999) y en las necropsias se localizan restos no digeridos. Esta sustancia fue ampliamente empleada para el control de plagas en España (Guitart *et al.*, 1999). Su formulación en gránulos, su elevada toxicidad y la aparente falta de controles para su venta hacen que sea una sustancia fácil de manipular y efectiva para estos fines ilegales. Su uso agrícola se restringió en Europa y América del Norte, debido al impacto negativo sobre todo en los granívoros (Berny, 2007), hasta que finalmente se prohibió su empleo.

La estricnina ha sido el tóxico tradicionalmente empleado para el envenenamiento de fauna (Guitart *et al.*, 1999; Motas-Guzmán *et al.*, 2003) pero cada vez es más difícil de conseguir. Por ello, en el presente estudio es el tercer compuesto que registra mayor número de casos, pero con importantes diferencias cuantitativas con respecto a las dos sustancias que ocupan las primeras posiciones. Procede recordar que antes de la década de los 90, la estricnina (rodenticida) fue el tóxico más utilizado en España para el envenenamiento de la fauna silvestre. Sin embargo, su uso está prohibido en España desde hace ya dos décadas (*Orden de 4 de febrero de 1994, por la que se prohíbe la comercialización y utilización de plaguicidas de uso ambiental que contienen determinados ingredientes activos peligrosos*), por lo que parece que este ha sido sustituido por

aldicarb (García-Fernández *et al.*, 1997). Igualmente el uso de aldicarb fue prohibido en Europa en 2003 (*Reglamento (CE) No. 2076/2002*), pero en algunos países como España se permitió su uso hasta 2007.

Modelación espacial de los eventos de envenenamiento

Los resultados de los modelos de distribución de los eventos de envenenamiento muestran un patrón por lo que cabe concluir que su distribución no es al azar. Para el conjunto de España, el número de eventos de envenenamiento pronosticado es mayor para la mitad sur peninsular. En la mitad norte los eventos de envenenamiento se concentran en la Cordillera Cantábrica y la Meseta Central. Para el caso concreto de Andalucía, se observa una agrupación de eventos pronosticados en las regiones de Sierra Morena y en el área oeste del sistema Bético (Márquez *et al.*, 2013a). Estos patrones marcan las áreas donde se acentúa el conflicto entre humanos y depredadores.

De acuerdo con los modelos obtenidos, las regiones más propensas al envenenamiento se encuentran asociadas a los factores de riqueza de depredadores y al aprovechamiento cinegética (Márquez *et al.*, 2013a). Por lo general, la tolerancia a los depredadores es menor entre aquellos sectores humanos para los que la presencia de este tipo de especies puede suponer pérdidas económicas (Kleiven *et al.*, 2004). En Europa, Reynolds y Tapper (1996) apuntan que el control ilegal se relaciona principalmente con el conflicto que desencadena la presencia de depredadores en zonas ganaderas y cinegéticas. La depredación sobre el ganado fue la razón más frecuentemente citada para explicar los problemas entre los seres humanos y los depredadores, según Sillero-Zubiri y Laurenson (2001). No obstante, algunos trabajos como el de Whitfield *et al.* (2003) en Escocia reflejan que el uso ilegal del veneno se asocia con la actividad cinegética, en este caso de caza menor, más que con la protección del ganado. Estos resultados son similares a los aquí obtenidos en el modelo para Andalucía (Márquez *et al.*, 2013a).

La actividad cinegética en Andalucía es altamente rentable en términos económicos (Lucio y Purroy, 1992; Arroyo *et al.*, 2001; Vargas, 2002). No en vano, en la últimas décadas, áreas rurales con una actividad agraria marginal han volcado su actividad hacia la caza como fuente alternativa de ingresos (Vargas, 2002). También se debe tener en cuenta que la persecución de depredadores en la Península Ibérica ha aumentado durante las últimas décadas, coincidiendo con el declive de las poblaciones de conejo (Villafuerte *et al.*, 1998),

4. Discusión

debido al brote de la enfermedad hemorrágica vírica a finales de los años 80 (Villafuerte *et al.*, 1995; Calvete *et al.*, 2002). El conejo es una de las especies más codiciadas de la caza menor y su explotación una de las principales fuentes de ingresos de terratenientes y gestores cinegéticos (Angulo y Villafuerte, 2003). Por consiguiente, el descenso de los rendimientos cinegéticos del conejo tuvo una fuerte repercusión en la economía de las áreas rurales más deprimidas (Moreno y Villafuerte, 1995). En consecuencia, se ha alimentado la tendencia a considerar la depredación natural como responsable de la no recuperación de las poblaciones presa (Graham *et al.*, 2005). Complementariamente no dan importancia a otros factores como la modificación del hábitat, enfermedades y la alta presión cinegética (Vargas, 2002). De hecho, el control de depredadores es la principal medida de gestión de en cotos de caza menor con el fin de aumentar los rendimientos cinegéticos (Villafuerte *et al.*, 2000; Virgos y Travaini, 2003). En concreto, el uso de cebos envenenados se relaciona con áreas donde se obtienen bajos rendimientos de caza menor (Reynolds y Tapper, 1996; Villafuerte *et al.*, 1998; Graham *et al.*, 2005) y su uso se intensificó a partir de los años 90 (Varillas, 2006; González *et al.*, 2007; Hernández y Margalida, 2008, 2009). Este incremento de los casos de envenenamiento parece relacionarse con el declive del conejo debido a las enfermedades que le afectan (Villafuerte *et al.*, 1995, 1998), así como al aumento de las poblaciones de Carnívoros como el zorro (Villafuerte *et al.*, 1998; Vargas, 2002; Viñuela y Villafuerte, 2003). Dicho incremento ha sido consecuencia de las nuevas restricciones legales que prohibían su control (González *et al.*, 2007), así como al control indiscriminado de depredadores especialistas y a las repoblaciones de especies cinegéticas con ejemplares de granja.

Por otro lado, las regiones más propensas al uso de cebos envenenados se superponen con áreas de baja actividad humana y, por tanto, es donde algunas especies de depredadores han encontrado refugio. El abandono de las actividades humanas ha ocasionado la regeneración del matorral, lo que a su vez contribuye a la regresión de las poblaciones de conejo y la expansión de las especies de caza mayor (Carranza, 1999; Farfán *et al.*, 2004; Vargas *et al.*, 2007). Es más, estas áreas constituyen en gran parte áreas protegidas, donde la presencia de eventos de envenenamiento puede estar relacionada con la limitación del control legal de depredadores. En contraposición, se han detectado abundancias de especies cinegéticas, como el conejo mayores en cotos de caza que en espacios protegidos (Delibes-Mateos *et al.*, 2009). Graham *et al.* (2005) apuntan que el humano percibe las reservas naturales como áreas de refugio para los depredadores.

En el caso de Andalucía, no se ha encontrado un marcado patrón espacial en la distribución de los eventos de intoxicación. La ausencia de una concentración de los eventos de envenenamiento puede explicarse por la agregación puntual de la abundancia de conejos en toda la región. La distribución del conejo en Andalucía es espacialmente heterogénea excepto en las regiones montañosas (Farfán *et al.*, 2008). Por lo tanto, los rendimientos de caza de conejo locales varían ampliamente entre las regiones, siendo muy buenos en varios sectores del valle del Guadalquivir, a lo largo del eje de la Sub-Bética, y en algunas zonas de Sierra Morena (Delibes-Mateos *et al.*, 2010). Sin embargo, espacios altamente favorables para esta especie se pueden encontrar en muchos municipios, lo que quizás refleja la agregación espacial existente en la distribución del conejo después de la irrupción de la enfermedad hemorrágica (Villafuerte *et al.*, 1995; Farfán *et al.*, 2008). Además, la fragmentación generalizada del hábitat debido a la expansión de la agricultura también puede haber contribuido a la actual distribución (Trout *et al.*, 1992; Marchandau *et al.*, 1998; Letty *et al.*, 2002; Delibes-Mateos *et al.*, 2010).

En algunas áreas, tan sólo la presencia de depredadores justifica para algunos sectores la utilización de este tipo de métodos de control de depredadores. Ambos modelos de distribución de eventos de envenenamiento, a escala nacional y andaluza, predicen una alta propensión de eventos de envenenamiento en municipios con una alta diversidad de depredadores. En el caso concreto de Andalucía, el efecto combinado de los factores riqueza de depredadores y cinegético explica un alto porcentaje de la varianza de la variable independiente. Esta superposición la ponen de manifiesto Delibes-Mateos *et al.* (2007), que detectan cómo cotos de caza menor del centro y sur de la Península Ibérica tienen abundantes poblaciones de conejo, en coexistencia con una alta riqueza de especies de depredadores. Esto se sustenta sobre la base de que el conejo es una especie clave en los ecosistemas mediterráneos, siendo la presa principal de unos 40 depredadores, incluidas dos especies fuertemente amenazadas: el lince ibérico y el águila imperial ibérica (Jasick y Delibes, 1987; Delibes-Mateos *et al.*, 2008).

En el caso del modelo a nivel de España peninsular, factores de usos de suelo y humanos se relacionan con la distribución de los eventos de envenenamiento, no siendo así para el caso de Andalucía.

El control de depredadores en Andalucía ya no se dirige a los grandes Carnívoros como el lobo, pues esta especie ya no representa una amenaza significativa para la caza mayor o el ganado, pues tan sólo persisten dos poblaciones en Sierra Morena (Blanco *et al.*, 1992). Lo

4. Discusión

contrario ocurre en el norte de España, donde hay una importante presencia del lobo y también de oso.

Por supuesto que también hay que tener en cuenta el arraigo del control de depredadores en sociedades como la española (Sergio *et al.*, 2005), donde hasta los años 80 no se prohibió el uso de cebos envenenados para el control de fauna.

La validación del modelo del modelo de Andalucía sugiere que el modelo de distribución de eventos de envenenamiento es suficientemente robusto. Igual ocurre con las variables explicativas seleccionadas por los dos modelos a diferente escala.

Riesgo específico de envenenamiento de los depredadores

El objetivo del apartado 3.4 de la presente memoria de Tesis ha sido desarrollar algunos índices que permitieran evaluar la susceptibilidad específica al envenenamiento. Se han desarrollado dos índices con objeto de priorizar qué especie o grupo animal son más vulnerables a los cebos envenenados. Esta priorización puede ser empleada como sistema de alerta para las especies en peligro, así como ayudar a delimitar las áreas propensas al envenenamiento con objeto de orientar el control del uso ilegal del veneno (Susic y Pavokovic, 2003). Además, los resultados pueden ser empleados para completar la información necesaria para seleccionar áreas adecuadas para la reintroducción de depredadores en peligro de extinción (Madero y Ferrer, 2002; Mee *et al.*, 2005), como es el caso del quebrantahuesos en Andalucía (Hernández *et al.*, 2005).

En general se acepta la idea de que existen especies más susceptibles al envenenamiento que otras. Muchos autores indican que las especies carroñeras tienen más probabilidad de ser envenenadas (Susic y Pavokovic, 2003; Cardiel, 2006; González *et al.*, 2007, 2008; Hernández y Margalida, 2008; Margalida *et al.*, 2008). En este estudio se han evaluado los factores intrínsecos y extrínsecos de forma simultánea. Los resultados indican que los factores intrínsecos determinan en mayor medida la sensibilidad de una especie al envenenamiento. Por tanto, en el caso concreto de Andalucía y de las especies estudiadas, procede afirmar que una especie estrictamente carroñera, en un área con una baja presencia de cebos envenenados, se encuentra en mayor riesgo al envenenamiento que un carroñero facultativo en un área con alta presencia de cebos envenenados.

En Andalucía, valores altos de propensión al envenenamiento son frecuentes en toda la región, lo que queda reflejado en los valores similares que alcanza el *SCI* para las diferentes especies estudiadas. Esto puede estar relacionado con que la actividad cinegética está ampliamente distribuida por todo el territorio andaluz, ya que casi el 90% de la su superficie está constituida por cotos de caza (Guirado y Ortega, 2002).

En principio, no cabe esperar que una especie cazadora se vea afectada por los cebos envenenados. Sin embargo, el uso de presas vivas con sustancias tóxicas adheridas a su plumaje o pelaje (García-Fernández *et al.*, 2006), procedimiento utilizado para eliminar depredadores que no consumen los cebos habituales, podría tener consecuencias lamentables para estas especies.

Según los índices propuestos, las especies más sensibles al envenenamiento son aquellas con altos valores de *LSI* y cuya área de distribución coinciden con áreas de frecuente presencia de cebos envenenados (altos valores de *SCI*).

Las tres especies más sensibles al envenenamiento en Andalucía son el buitre negro, el buitre leonado y el milano negro. Estos resultados se corresponden con la información de la Lista Roja de Vertebrados de España, que indica que la principal causa de amenaza para estas especies es el uso ilegal del veneno (Noer y Secher, 1990; Antoniou *et al.*, 1996; Hernández y Margalida, 2008). Para otras especies como el quebrantahuesos y el lobo, el envenenamiento fue una de las causas principales del declive poblacional en la primera mitad del siglo XX (Hiraldó *et al.*, 1992). Más recientemente, el buitre leonado, el buitre negro y el águila imperial ibérica sufrieron un impacto similar (Ferrer, 1993; González y Oria, 2001; Hernández *et al.*, 2005; Hernández y Margalida, 2008).

A pesar de que en muchas regiones del mundo las especies diana de los cebos envenenados son los Carnívoros, este grupo representa una pequeña proporción de los animales afectados por envenenamiento (Lamarque *et al.*, 1999; Berny y Galliet, 2008). En Reino Unido, por ejemplo, las rapaces se ven afectadas en el 24% de los eventos de envenenamiento registrados frente al 13% de los mamíferos (Barnett *et al.*, 2004). En Andalucía, por ejemplo, se han registrado 2,5 veces más aves envenenadas que mamíferos, y 1,8 veces más rapaces que mamíferos. Este hecho queda reflejado en los valores de los índices resultantes (*SCI*, *LSI* y *PRI*) para rapaces comparado con los obtenidos para los Carnívoros.

Implicaciones para la gestión

Es evidente que se necesitan medidas urgentes para evitar mayores conflictos entre humanos y depredadores y evitar el declive de las poblaciones silvestres afectadas (Villafuerte *et al.*, 1998; Whitfield *et al.*, 2003). Frenar el uso generalizado de métodos no selectivos, como el envenenamiento, debe ser un objetivo fundamental de las políticas de Conservación de depredadores.

Debido a la grave problemática que supone el uso ilegal de cebos envenenados en España, en 1997 se puso en marcha un programa nacional, el programa Antídoto, con el fin de acabar con el uso ilegal de venenos para controlar las especies de depredadores (SEO/BirdLife, 2014). En 2004, la administración nacional y varias autonómicas pusieron en marcha una estrategia nacional para luchar contra el uso de cebos envenenados (Cano *et al.*, 2006). Entre los objetivos de esta estrategia está promover la investigación e incrementar las medidas de prevención y de control. El presente trabajo pretende ayudar a valorar la propensión y sensibilidad de diferentes especies al envenenamiento. Se ha desarrollado una metodología que puede ser aplicada en otras regiones, para otras especies potencial o realmente sensibles al uso de veneno y en diferentes unidades territoriales (cuadrículas UTM, municipios...). En este caso, el método se empleó en un área con un elevado número de eventos de envenenamiento registrados. El método puede ser implementado en cualquier región donde se disponga de suficientes datos de distribución de eventos de envenenamiento y para aquellas especies de las que se conozcan datos locales o regionales de su ecología.

Los modelos de distribución de eventos de envenenamiento a diferentes escalas (regional, nacional) podrían, en gran medida, mejorar su capacidad de predicción si se dispusiese de información que permitieran evaluar la calidad de los datos disponibles. Esto quiere decir que se puedan ofrecer resultados más fiables en áreas poco muestreadas y a escalas de trabajo de mayor resolución.

Una gran ventaja de este tipo mapas de riesgo es que proporciona una metodología flexible para el tratamiento estadístico y representación de diferentes fuentes de datos, suministrando unos resultados creíbles y sólidos para predecir la propensión al envenenamiento con mayor eficacia. La necesidad de estudios sobre el uso de veneno, junto con los esfuerzos realizados para combatir su uso, sin duda se traducirá en beneficios prácticos y relevantes para la conservación y manejo de muchas especies y de sus hábitats.

Los factores implicados en la distribución del veneno pueden variar en un futuro, dependiendo de los cambios socioeconómicos y ecológicos que se produzcan, pero el método podrá seguir siendo empleado para definir nuevas causas. Mediante la cuantificación de las características intrínsecas y extrínsecas de los taxones involucrados, se está en condiciones de determinar y mitigar la mortalidad inducida por el humano en especies vulnerables al envenenamiento (Margalida *et al.*, 2008).

Si no se proporciona una orientación adecuada a los gestores del medio natural, para evitar el uso extensivo de cebos envenenados en zonas alta biodiversidad, se corre el riesgo de propiciar a medio y largo plazo la regresión o la extinción parcial, en el mejor de los casos, de depredadores susceptibles al envenenamiento. Y no se trata de un augurio fatalista sino de una realidad constatable, como ya se ha documentado para milanos, buitres y águilas en España y en el resto de Europa (Newton, 1998; Viñuela, 2004; Cardiel, 2006; González *et al.*, 2007, 2008).

4.4 Consideraciones finales

La revisión sobre el conflicto humano-depredador realizada en la presente memoria muestra como el concepto del exterminio de depredadores lleva conviviendo con el humano desde antiguo. En el caso de España, la visión conservacionista de los depredadores es muy reciente y convive con la sociedad desde hace sólo unas decenas de años. Todavía se está inmerso en una fase de transición hacia un verdadero control racional de las poblaciones de depredadores. La sociedad actual ha cambiado las políticas de extinción de depredadores por políticas de conservación de especies en peligro de extinción, pero el marco legal no ha conseguido imponerse definitivamente a la tradición de la persecución unilateral e ilegal.

El control de depredadores puede estar justificado en algunos acotados, obteniendo resultados positivos sobre la abundancia de las especies cinegéticas. Pero no siempre es necesario recurrir a tales prácticas, pues la depredación es un proceso natural que tiene efectos beneficiosos sobre las poblaciones de presas. En la actualidad el principal método para el control de depredadores autorizado por la administración es el uso de la escopeta, medio selectivo pero poco eficaz para el control de los depredadores generalistas, de forma que el sector cinegético reclama la búsqueda de otros medios de control (Gutiérrez y Yanes, 2006). Por el contrario, los resultados de una encuestas realizadas a miembros de asociaciones conservacionistas revelan que el uso ilegal de veneno no se reduciría aunque existiera una mayor flexibilidad jurídica y administrativa en los métodos para realizar el control de depredadores (Rodríguez y Vargas, 2002). La solución de conflictos humano-depredadores requiere de la participación de los grupos sociales interesados. La búsqueda conjunta de soluciones de manejo entre los actores implicados ayuda a modificar las ideas previas de cada grupo, a alcanzar un diálogo y a fomentar la confianza entre los sectores cinegético y conservacionista (Redpath *et al.*, 2004).

Si el propósito de los gestores de caza es aumentar las poblaciones de especies cinegéticas que son, a su vez, las presas de los depredadores, resultaría más aconsejable satisfacer los requerimientos de hábitat de calidad que tienen estas especies. Los gestores deberían tender hacia el control de la depredación, actuando sobre el hábitat y mejorando la presencia de presas alternativas para que las poblaciones cinegéticas sean menos susceptibles a la depredación (Vargas y Duarte, 2002; Ferreras, 2007). El control directo sobre las poblaciones de depredadores debería venir refrendado por un estudio previo de sus poblaciones. Caza y conservación deben ser actividades compatibles y mediante un

adecuado manejo del hábitat se puede reducir el impacto de los depredadores y aumentar los rendimientos cinegéticos (Vargas y Duarte, 2001). Además, habría que realizar un profundo análisis de las relaciones que se establecen entre las especies depredadoras y los habitantes del entorno, tomando en consideración el conflicto social y económico que la presencia de depredadores pueda desencadenar o fomentar (Kleiven *et al.*, 2004). Por otro lado, la sociedad actual está comenzando a valorar a los depredadores en si mismos, además de reconocer el valor utilitario de su conservación. Hoy día los grandes Carnívoros y rapaces constituyen un reclamo turístico en ascenso, generando una fuente de ingresos para las regiones que sirven de refugio a estas especies.

Capítulo 5

Conclusiones



5. Conclusiones

A partir de los resultados obtenidos y discutidos en la presente memoria, cabe extraer las siguientes conclusiones:

Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

1. La competencia secular entre humanos y depredadores ha evolucionado desde el libre exterminio de estas especies por parte del hombre al control selectivo. Teniendo en cuenta dicha evolución histórica, se han identificado en España tres períodos que cronológicamente son los siguientes: período de libre exterminio, de extinción organizada y de conservación y control racional. Entre estos dos últimos períodos se aprecia una fase de transición modulada por la proliferación de disposiciones legales.
2. Entre 1854 – 1860 (período de libre exterminio) la problemática de las *alimañas* se focalizaba en las zonas montañosas y en las cuencas de los ríos, siendo de menor entidad en las regiones agrícolas e industriales. Las provincias consideradas más afectadas eran Lugo, Orense, Santander, Burgos y Huesca en el norte; Guadalajara, Cuenca y Valencia en el centro y Córdoba y Jaén en el sur. El lobo encarnaba la especie más peligrosa y *dañina*, si bien el zorro era la que más se capturaba. Badajoz (1.319), Jaén (836) y Córdoba (801) fueron las provincias donde más lobos se abatieron, mientras que Jaén (4.091) y Madrid (3.962) lo fueron para el zorro. Navarra destaca como el territorio provincial donde más rapaces se apresaron (3.624).
3. La proporción de crías/adultos capturados durante este período es muy diferente para zorros y lobos. En el primer caso dicha proporción es de 3/100 mientras que en el segundo asciende a 70/100. Dichas diferencias se pueden interpretar como fruto de dos estrategias distintas seguidas en la persecución de ambas especies.
4. A principios del siglo XX el promedio anual de capturas de Carnívoros era de 134 ejemplares, con una tendencia decreciente a lo largo de dicho periodo. La cifra máxima se registró en 1910 con 220 individuos. Las capturas de lobo alcanzaron su máximo en 1912 con 28 individuos y el 43% de las capturas se concentraron entre 1909 y 1912. En el caso del zorro, el máximo de capturas corresponde al año 1910 con 175 individuos. En los registros de rapaces se alcanzó el máximo en 1911 con

62 individuos. Exceptuando este pico y otro existente en 1920 con 44 individuos, las capturas oscilaron entre veinte y treinta individuos/año.

5. La etapa de extinción organizada comenzó en 1953, con la creación en España de 23 Juntas Provinciales de Extinción de Animales Dañinos y Protección a la Caza, la mayoría de ellas entre 1953 y 1954. No obstante, en Cantabria ya existía esta figura desde 1943 dependiente del Sindicato Provincial de Ganadería de Santander. Se desconoce la fecha exacta del cese de la actividad de las Juntas, habiéndose localizado fuentes documentales hasta el año 1969.
6. La normativa de las Juntas no define con exactitud qué animales eran dañinos o en qué circunstancias podían pasar a considerarse como tales. En los reglamentos se recogían los nombres de las especies a exterminar, posibilitando la inclusión de otras susceptibles de causar daños a la caza y a la ganadería. El objetivo de las Juntas era la persecución y extinción total de estas especies y su financiación provenía de las administraciones municipales, de los titulares de los aprovechamientos cinegéticos y ganaderos, así como de eventuales donaciones.
7. Las especies más perseguidas fueron el lobo y el zorro, especialmente entre 1955 y 1961. En ambos casos, la prima económica era mayor para las hembras adultas, en segundo lugar para machos adultos y, por último, para las crías. Los Córvidos, lirones, lagartos y culebras eran las especies por las que menor recompensa se percibía e incluso en algunas provincias no se primaba económicamente su captura.
8. A lo largo de los dos periodos citados (de libre exterminio y de extinción organizada), se constata una progresiva ampliación de la lista de especies susceptibles de eliminación. Inicialmente eran el lobo y el zorro. Posteriormente se primaron también las capturas de otros Carnívoros y rapaces. En última instancia se incluyeron Córvidos, Reptiles y Roedores. Dicha ampliación responde a la creciente rentabilidad de la actividad cinegética frente a la ganadera.
9. Entre 1944 y 1969 destacan las capturas de Carnívoros en las provincias de Guadalajara (24.763), Soria (11.631) y Salamanca (11.095). Las especies dominantes fueron el zorro, la comadreja, la gineta y el gato montés. Cuatro provincias de la mitad norte (Guadalajara, Soria, Santander y Salamanca) acumularon el 51% de las capturas de zorro (33.895 ejemplares). El 70% de los lobos capturados procedía de Cantabria (795), Jaén (504) y Cáceres (380). El alcotán, las aves de rapiña menores

al milano y las águilas aglutinaron la mayor parte de las capturas de rapaces. Destacan Soria y Guadalajara con 22.861 y 17.176 ejemplares, respectivamente (38% de las capturas realizadas en España). La eliminación de Córvidos la encabezan Soria con 373.624 capturas (59% del total nacional) y Guadalajara con 180.666 (29%). Entre 1956 y 1961 se intensificó la persecución de Carnívoros, rapaces y Córvidos. Lo mismo sucedió con los Reptiles y Roedores entre 1963 y 1966, con máximos de 17.041 ejemplares en 1966 y de 3.719 en 1965, respectivamente.

10. La solicitud de batidas organizadas contra los depredadores (lobos sobre todo) se generaba cuando los daños ocasionados afectaban al ganado (1934-1966), mientras que el uso autorizado de cebos envenenados estaba más relacionado con la protección de las especies de caza frente a rapaces y carnívoros de mediano y pequeño tamaño (1939-1983). En los modelos de captura de depredadores, el factor ganadería queda representado por la variable longitud de cañadas reales y el factor relativo a los depredadores por la riqueza de carnívoros. La desviación explicada por los modelos oscila entre el 40 - 50%. En todos los casos, el efecto compartido de estos dos factores explica más que la suma del efecto individual de ambos considerados por separado.

Análisis del estado actual del empleo cebos envenenados en España

11. Entre 1979 y 2010 (período de conservación y control racional) se ha constatado en España una tendencia creciente del número de eventos de envenenamiento y del número de individuos afectados, estando ambas variables significativamente correlacionadas. En total se han registrado 5.102 eventos de envenenamiento, que afectaron a 9.595 animales con un promedio de 2,38 individuos intoxicados por evento. La utilización de cebos envenenados se ha registrado en el 23% de los municipios españoles (1.914 municipios), con un promedio de 2,57 eventos/municipio (máximo = 58, mínimo = 1). Sólo en el 21% de los eventos se detectó la presencia física del cebo utilizado.
12. El número total de especies afectadas ha sido 110. Las rapaces están implicadas en el 45% de los eventos registrados y aportan el 41% de los individuos envenenados, con un valor medio de 1,95 individuos/evento. Las especies más vulnerables han

sido el buitre leonado, el milano real y el milano negro. Los animales domésticos ocupan el segundo lugar, estando implicados en el 28% de los episodios y representan el 27% del total de animales envenenados. El valor medio de Carnívoros afectados es de 1,47 individuos/evento, ligeramente menor que el de rapaces aunque no existen diferencias significativas entre ambos grupos. Entre los Carnívoros las especies más perjudicadas han sido el zorro y el lobo.

13. Andalucía es la comunidad autónoma con mayor número de eventos de envenenamiento (37%) y de individuos afectados (29%). Siendo la comunidad que registra el mayor número de Carnívoros (44% de los casos registrados en España) y animales domésticos afectados (42%). Le sigue Castilla y León con el 22% de los eventos y el 27% de individuos afectados. En esta Comunidad aparece la mayor proporción de rapaces y Córvidos envenenados (42% y 40%, respectivamente). Las Islas Baleares constituyen la Comunidad donde la intensidad de eventos es mayor por unidad de superficie (3,14/100 km²). En orden decreciente le siguen Andalucía (2,12/100 km²), Castilla y León (1,17/100 km²) y Asturias (1,06 eventos/100 km²).
14. Existen diferencias mensuales significativas en relación al número de eventos registrados. La primavera es el período más crítico, ya que en marzo, abril y mayo la actividad de los envenenadores es significativamente más intensa que durante el resto del año, con un promedio de 28 eventos mensuales detectados.
15. Los dos compuestos más habituales en los caso de envenenamiento son insecticidas de la familia de los carbamatos, concretamente el aldicarb, (23% de los eventos registrados) y el carbofurano (14%). El tercer compuesto en orden de importancia es un rodenticida de la familia de los alcaloides, la estricnina (4%). La media de individuos afectados por evento ha sido mayor para los rodenticidas (1,91 individuos/evento) que para los insecticidas (1,64), probablemente debido a su mayor toxicidad.
16. El número de eventos de envenenamiento pronosticado en España tiende a concentrarse en la mitad meridional y en la mitad norte en: la Cordillera Cantábrica y en la Meseta Central. El modelo resultante explicó el 58% de la desviación del número de eventos de envenenamiento registrados por municipio. El factor puro de diversidad de depredadores explica el 26% de la variación del modelo final. El efecto aparente del factor cinegético explica el 44% de la variación del modelo.

17. La distribución del número de eventos de envenenamiento en Andalucía se relaciona con la riqueza de depredadores, el rendimiento medio de capturas de conejo y el área del término municipal. Se constata una agrupación de eventos pronosticados en las regiones de Sierra Morena y en el sector oeste del sistema Bético. El factor relativo a los depredadores explica el 58% de la variación del modelo final, y el efecto compartido de éste factor con el cinético explica el 36%. La evaluación del modelo indica que en el 71% de los municipios el número de eventos predicho está incluido dentro del intervalo de confianza de proporción de eventos registrados.
18. Entre 1990 y 2005 en Andalucía hubo 895 eventos de envenenamiento donde se vieron afectadas 358 rapaces, y 261 eventos donde se vieron implicados 195 Carnívoros. La media de rapaces afectados por evento de envenenamiento es de 2,02, algo mayor que la media para Carnívoros 1,72. Por un Carnívoro envenenado se han registrado 1,8 rapaces. Siendo el buitre leonado la rapaz que registra más individuos afectados. En el caso de los Carnívoros, el zorro es la especie más afectada tanto por el número de eventos en los que se encuentra implicada como por el número de individuos afectados.
19. El valor medio del Índice del Riesgo Espacial al envenenamiento (*SCI*) para los Carnívoros (0,65) es significativamente menor que el de las rapaces (0,70). Igualmente sucede con el Índice de Riesgo Intrínseco (*LSI*), 0,54 frente a 0,70, aunque en este caso la diferencia no es significativa. En consecuencia, el Índice del Riesgo Global (*PRG*) resulta no ser significativamente mayor para las rapaces (0,49) que para los carnívoros (0,36). A tenor de estos índices, las dos especies de aves más vulnerables son el buitre leonado, el buitre negro y el milano real, mientras que el lobo y el zorro encabezan la lista de Carnívoros.
20. El *LSI* correlaciona significativamente con el número de eventos de envenenamiento y con el número de individuos afectados, lo que indica que los factores intrínsecos explican mejor que los extrínsecos la propensión al envenenamiento. Las zonas de conflicto para los Carnívoros predominan en las regiones montañosas, excepto para el zorro que se reparten por toda la geografía andaluza. Para las rapaces, los mapas de riesgo específico al envenenamiento marcan Sierra Morena y el Sistema Bético como áreas altamente conflictivas.

Bibliografía

Bibliografía

- Acevedo, P., Alzaga, V., Casinello, J., Gortázar, C. 2007a. Habitat suitability modelling reveals a strong niche overlap between two poorly known species, the broom hare and the Pyrenean grey partridge, in the north of Spain. *Acta Oecologica*, 31: 174-184.
- Acevedo, P., Casinello, J., Hortal, J., Gortázar, C. 2007b. Invasive exotic aoudad (*Ammotragus lervia*) as a major threat to native Iberian ibex (*Capra pyrenaica*): a habitat suitability model approach. *Diversity and Distributions*, 13: 587-597.
- Acevedo, P., Real, R. 2012. Favourability: concept, distinctive characteristics and potential usefulness. *Naturwissenschaften*, 99: 515-522.
- Alcántara, M., Cantos, F.J. 1992. Tendencias históricas de la comunidad de carnívoros del monte de El Pardo (Madrid, España central). *Miscelánea Zoológica*, 16: 171-178.
- Andelt, W. 1987. Coyote predation. En: Novak, M., Baker, J.A., Obbard, M.E., Malloch, B. (Eds.). *Wild furbearer management and conservation in North America*. Ministry of Natural Resources (Ontario): 128-140.
- Andersen, R., Linnell, J.D.C., Solberg, E.J. 2006. The future role of large carnivores on terrestrial trophic interactions: The northern temperate view. En: Danell, K., Bergström, R., Duncan, P., Pastor, J. (Eds.). *Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation*. Cambridge University Press (Cambridge): 413-448.
- Angulo, E., Villafuerte, R. 2003. Modelling hunting strategies for the conservation of wild rabbit populations. *Biological Conservation*, 115: 291-301.
- Antoniou, V., Zantopoulos, N., Skartsi, D., Tsoukali-Papadopoulou, H. 1996. Pesticide poisoning of animals of wild fauna. *Veterinary and human toxicology*, 38: 212-213.
- Antoniou, V., Zantopoulos, N., Tsoukali, H. 1997. Fatal animal poisoning Northern Greece: 1990-1995. *Veterinary and human toxicology*, 39: 35-36.
- Antor, R.J., Gil, J.A., Báguena, G., Díez, O., Lorente, L. 2003. Recovery plan of the Bearded Vulture in northeastern Spain (Life98/Nat/E/005296). Proceedings of the *5th Bearded Vulture Workshop* (Aínsa).
- Antor, R.J., Margalida, A., Heredia, R. 2004. Quebrantahuesos, *Gypaetus barbatus*. En: Madroño, A., González, C., Atienza, J.C. (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad. Sociedad Española de Ornitología (SEO)/BirdLife (Madrid): 125-129.
- Arche, F. 1945. *El ganado vacuno en la Montaña*. Talleres Tipográficos del Hogar Provincial de Santander (Santander).

Arroyo, B. 2004. Águila real, *Aquila chrysaetos*. En: Madroño, A., González, C., Atienza, J.C. (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad. SEO/BirdLife (Madrid): 151-153.

Arroyo, B., Ferreiro, E., Garza, V. 1990. *El Águila Real (Aquila chrysaetos) en España. Censo, distribución, reproducción y conservación. Colección Técnica*. Instituto para la Conservación de la Naturaleza (ICONA). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (Madrid).

Arroyo, B., García, J.T. 2004. Aguilucho cenizo, *Circus pygargus*. En: Madroño, A., González, C., Atienza, J.C. (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad. SEO/BirdLife (Madrid): 138-141.

Arroyo, B., Redpath, S., Viñuela, J. 2001. Reconciling bird hunting and biodiversity. Abstracts in *Raptor Research Foundation annual meeting* (Winnipeg).

Association of Fish and Wildlife Agencies. 2006. *Best Management Practices for BirdLife Internacional*. <<http://www.birdlife.org/worldwide/index.html>>. Último acceso: Diciembre 2010.

Atienza, J.C., Tella, J.L. 2004. Cernícalo primilla, *Falco naumanni*. En: Madroño, A., González, C., Atienza, J.C. (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad. SEO/BirdLife (Madrid): 161-163.

Axelsson, E., Ratnakumar, A., Arendt, M.J., Maqbool, K., Webster, M.T., Perloski, M., Liberg, O., Arnemo, J.M., Hedhammar, A., Lindblad-Toh1, K. 2013. The genomic signature of dog domestication reveals adaptation to a starch-rich diet. *Nature*, 495: 360-365.

Ballesteros, F., Blanco, J.C., Cortés, Y., Doadrio, I., García-Serrano, A., Herrero, J., Nores, C., Palomero, G. 2006. Diagnóstico y propuesta de conservación. En: Organismo Autónomo de Parques Nacionales (Eds.). *Demografía, distribución, genética y conservación del oso pardo cantábrico*. Ministerio de Medio Ambiente (Madrid): 93-128.

Balmford, A., Green, R.E., Jenkins, M. 2003. Measuring the changing state of nature. *Trends in Ecology & Evolution*, 18: 326-330.

Barbosa, A.M. 2006. *Modelación de relaciones biogeográficas entre predadores, presas y parásitos: implicaciones para la conservación de mamíferos en la Península Ibérica*. Tesis Doctoral, Universidad de Málaga.

Barbosa, A.M., Real, R., Vargas, J.M. 2009. Transferability of environmental favourability models in geographic space: The case of the Iberian desman (*Galemys pyrenaicus*) in Portugal and Spain. *Ecological Modelling*, 220 (5): 747-754.

Barnett, E.A., Fletcher, M.R., Hunter, K., Sharp, E.A., 2004. *Pesticide poisoning of animals 2003: investigations of suspected incidents in the United Kingdom*. Department for Environment, Food and Rural Affairs (London).

Begon, M., Harper, J.L., Townsend, C.R. 1990. *Ecology: individuals, population and communities*. Blackwell (Oxford).

Beier, P. 1991. Cougar attacks on humans in the United States and Canada. *Wildlife Society Bulletin*, 19(4): 403-412.

Beja, P., Gordinho, L., Reino, L., Loureiro, F., Santos-Reis, M., Borralho, R. 2009. Predator abundance in relation to small game management in southern Portugal: conservation implications. *European Journal of Wildlife Research*, 55: 227-238.

Bekoff, M. 2001. Human-carnivore interactions: adopting proactive strategies for complex problems. En: Gittleman, J.L., Funk, S.M., Macdonald, D.W., Wayne, R.K. (Eds.), *Carnivore conservation*. Cambridge University Press (Cambridge): 34-89.

Benavente, M., Barreda, M. 1994. *Grandeza y miseria de la caza mayor en España*. Cajasur (Córdoba).

Benito, F. 2008. El control de la depredación y el control de depredadores. Métodos físicos y químicos. En: Garrido, J.L. (Ed.) *Especialista en control de depredadores*. FEDENCA. Escuela Española de Caza (Madrid): 177-193.

Benjamini, Y., Hochberg, Y. 1995. Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Statistical Methodology)*, 57: 289-300.

Benjamini, Y., Yekutieli, D. 2001. The control of the false discovery rate in multiple testing under dependency. *Annals of Statistics*, 29: 1165-1188.

Berny, P. 2007. Pesticides and the intoxication of wild animals. *Journal of Veterinary Pharmacology and Therapeutics*, 30: 93-100.

Berny, P., Caloni, F., Croubels, S., Sachana, M., Vandenbroucke, V., Davanzo, F., Guitart, R. 2010. Animal poisoning in Europe. Part 2: companion animals. *The veterinary journal*, 183(3): 255-259.

Berny, P., Gaillet, J.R. 2008. Acute poisoning of red kites (*Milvus milvus*) in France: data from the SAGIR network. *Journal of Wildlife Diseases*, 44: 417-426.

Bijleveld, M. 1974. *Birds of prey in Europe*. MacMillan Press (London).

BirdLife Internacional. 2010. *BirdLife Partners* <<http://www.birdlife.org/worldwide/partnership/birdlife-partners>>. Último acceso: Diciembre 2011.

Blanco, J.F. 1997. Zoomorfos celtibéricos en perspectiva cenital. A propósito de los hallazgos de Cauca y el castro "Cuesta del Mercado" (Coca, Segovia). *Complutum*, 8: 183-203.

Blanco, J.C., Cortés, Y., 2009. Ecological and social constraints of wolf recovery in Spain. En: Musiani, M. Boitani, L. Paquet, P.C. (Eds.). *A new era for wolves and people. Energy, ecology, and the environment series*. University of Calgary Press (Calgary): 41-66.

Blanco, J.C., Reig, S., de la Cuesta, L. 1992. Distribution, status and conservation problems of the wolf *Canis lupus* in Spain. *Biological Conservation*, 60: 73-80.

Blanco, J.C., Sáenz, M., Llaneza, L. 2007. *Canis lupus* (Linnaeus, 1758). En: Palomo, L.J., Gisbert, J., Blanco, J.C. (Eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para Biodiversidad. SECEM-SECEMU (Madrid): 272-276.

Blanco, G., Viñuela, J. 2003. Milano negro *Milvus migrans*. En: Martí, R., del Moral, J.C. (Eds.). *Atlas de aves reproductoras de España*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales (Madrid): 160-161.

Blanco, G., Viñuela, J. 2004. Milano negro, *Milvus migrans*. En: Madroño, A., González, C., Atienza, J.C. (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad. SEO/BirdLife (Madrid): 116-120.

Blas, L. 1964. *Estudio de la distribución de algunas alimañas españolas incluidas en clase Mamalia. Documentos Técnicos. Serie Cinegética. Publicación nº3*. Ministerio de Agricultura. Dirección General de montes, Caza y Pesca Fluvial. Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza (Madrid).

Bocard, D., Legendre, P., Drapeau, P. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73: 1045-1055.

Boitani, L. 1995. Ecological and cultural diversities in the evolution of wolf-human relationship. En: Carbyn, L.N., Fritts, S.H., Seip, D.R. (Eds.). *Ecology and Conservation of Wolves in a Changing World*. Canadian Circumpolar Institute (Edmonton): 3-11.

Bomford, M., O'Brien, P.H. 1990. Sonic Deterrents in Animal Damage Control: A Review of Device Tests and Effectiveness. *Wildlife Society Bulletin*, 18(4): 411-422.

Boza, M., 2003. *El trampeo y demás artes de caza tradicionales en la Península Ibérica*. Hispano Europea (Madrid).

Bravo, C. 2007. *Neorison vison* (Schreber, 1777). En: Palomo, L.J., Gisbert, J., Blanco, J.C. (Eds.). *Atlas y libro rojo de los mamíferos terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad. SECEM- SECEMU (Madrid): 300-301.

Breck, S., Meier, T. 2004. Managing Wolf Depredation in the United States: Past, Present, and Future. *Sheep & Goat Research Journal*, 19: 41-46.

Breitenmoser, U. 1998. Large predators in the Alps: the fall and rise of man's competitors. *Biological Conservation*, 83: 279-289.

Brown, L. 1976. *British bird of prey*. Collins (London).

Butchart, S.H.M., Stattersfield, A.J., Bennun, L.A., Shutes, S.M., Akçakaya, H.R., Baillie, J.E.M., Stuart, S.N., Hilton-Taylor, C., Mace, G.M. 2004. Measuring global trends in the status of biodiversity: red list indices for birds. *PLoS Biology*, 2(12): e383.

Byers, C.R., Steinhorst, R.K., Krausman, P.R. 1984. Clarification of a technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management*, 48: 1050-1053.

Calderón, S. 1888. Actas de la sesión de 7 de noviembre de 1888.. Sección Sevilla. *Anales de la Sociedad Española de Historia Natural*, 17: 115-117.

Calvete, C., Estrada, R., Villafuerte, R., Osácar, J.J., Lucientes, J. 2002. Epidemiology of viral haemorrhagic disease (VHD) and myxomatosis in a free-living populations of wild rabbits. *Veterinary Record*, 150: 776-782.

Calzada, J., Guzmán, N., Rodríguez, A. 2007. *Lynx pardinus* (Temminck, 1827). Ficha Libro Rojo. En: Palomo, L.J., Gisbert, J., Blanco, J.C. (Eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para Biodiversidad. SECEM-SECEMU (Madrid): 345-347.

Cano, C., Ayerza, P., Fernández, J. 2006. *El veneno en España (1990-2005). Análisis del problema, incidencia y causas. Propuesta de WWF/Adena*. WWF/Adena (Madrid).

Cardiel, I.E. 2006. *El milano real en España. II. Censo Nacional (2004)*. SEO/BirdLife (Madrid).

Carbonell, I. Cortés, Y. 2009. *El mastín. Un aliado ganadero*. Fundación Oso Pardo (Santander).

Carranza, J., 1999. Aplicaciones de la etología al manejo de las poblaciones de ciervo en el suroeste de la Península Ibérica: producción y conservación. *Etología*, 7: 5-18.

Carrete, M., Grande, J.M., Tella, J.L., Sánchez-Zapata, J.A., Donázar, J. A., Díaz-Delgado, R., Romo, A. 2007. Habitat, human pressure, and social behaviour: partialling out factors affecting large-scale territory extinction in an endangered vulture. *Biological Conservation*, 136: 143-154.

Casado, S. 1996. *Los primeros pasos de la ecología en España*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (Madrid).

Casanova, E. 2002. *Crónica de un exterminio: el oso de los Pirineos*. Ed. Milenio (Lérida).

Casinello, J. Acevedo, P., Hortal, J. 2006. Prospects for population expansion of the exotic aoudad (*Ammotragus lervia*; Bovidae) in the Iberian Peninsula: clues from habitat suitability modelling. *Diversity and Distributions*, 12: 666-678.

Centro Nacional de Información Geográfica (CNIG), 2004. *Corine Land Cover 2000*. CNIG, (España).

Chambers, J.M., Hastie, T.J. (Eds.). 1997. *Statistical models in S*. Chapman & Hall (London).

Chapa, T. 2011. El increíble monstruo creciente: El tema del combate entre el héroe y el lobo en la iconografía ibérica. En: Perea, A. (Ed.) *La fibula de Braganza*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (Madrid): 189-203.

Cofradía Extremeña de Gastronomía. 1985. *Recetario de cocina extremeña. Estudio de sus orígenes*. Universitas editorial (Badajoz).

Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza, 2004. *Estrategia Nacional contra el Uso Ilegal de Cebos Envenenados en el Medio Natural*. Ministerio de Medio Ambiente (Madrid).

Conover, M. 2002. *Resolving Human-Wildlife Conflicts: The Science of Wildlife Damage Management*. CRC Press (Florida).

Coppinger, L., Coppinger, R. 1993. Dogs for herding and guarding livestock. En: Grandin, T. (Ed.) *Livestock Handling and Transport*. Centre for Agricultural Bioscience International (Wallingford): 199-213.

Covarsí, A. 1952. *Narraciones de un montero y práctica de caza mayor*. Ed. Copegraf (Cáceres).

de Juana, E. 2004. Cambios en el estado de conservación de las aves de España, años 1954 a 2004. *Ardeola*, 51(1): 19-50.

de Snoo, G.R., Scheidegger, N.M.I., de Jong, F.M.W. 1999. Vertebrate wildlife incidents with pesticides: a European survey. *Journal of Pesticide Science*, 55: 47-54.

del Moral, J.C. 2002. II Censo Nacional de alimoche. *La Garvill*, 112: 14-19.

del Moral, J.C. (Ed.) 2006. *El águila perdicera en España. Población en 2005 y método de censo*. SEO/BirdLife (Madrid).

del Moral, J.C. (Ed.) 2009. *El alimoche común en España. Población reproductora en 2008 y método de censo*. SEO/BirdLife (Madrid).

del Moral, J.C., Martí, R. (Eds.). 2002. *El Alimoche Común en España y Portugal (I Censo Coordinado, año 2000)*. Monografía nº 8. SEO/Bird-Life (Madrid).

Delibes, M. 1980. Feeding ecology of the Spanish Lynx in the Coto Doñana (Huelva, Spain). *Acta Theriologica*, 25: 309-324.

Delibes-Mateos, M., Delibes, M., Ferreras, P., Villafuerte, R. 2008. The key role of European rabbits in the conservation of the western Mediterranean basin hotspot. *Conservation Biology*, 22: 1106-1117.

Delibes-Mateos, M., Farfán, M.A., Olivero, J., Vargas, J.M. 2010. Land use changes as a critical factor for long-term wild rabbit conservation in the Iberian Peninsula. *Environmental Conservation*, 37: 169-176.

Delibes-Mateos, M., Ferreras, P., Villafuerte, R. 2009. Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance and protected areas in central-southern Spain: why they do not match? *European Journal of Wildlife Research*, 55: 65-69.

Delibes-Mateos, M., Redpath, S., Angulo, E., Ferreras, P., Villafuerte, R. 2007. Rabbits as a keystone species in southern Europe. *Biological Conservation*, 137: 149-156.

Donazar, J.A. 1994. Egyptian Vulture, *Neophron percnopterus*. En: Tucker, G.M., Heath, M.F. (Eds.). *Birds of Europe: their conservation status*. BirdLife International (Cambridge): 154-155.

Donazar, J.A. 2004. Alimoche común, *Neophron percnopterus*. En: Madroño, A., González, C., Atienza, J.C. (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad. SEO/BirdLife (Madrid): 129-131.

Eason, C.T., Spurr, E.B. 1995. Review of the toxicity and impacts of brodifacoum on non-target wildlife in New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology*, 22: 371-379.

Estrada, A. 2008. *Evaluación de las redes de espacios naturales protegidos en Andalucía mediante el uso de modelos espaciales de distribución de vertebrados*. Tesis Doctoral, Universidad de Málaga.

Estrada, A., Arroyo, B. 2012. Presence/absence *vs* abundance models: differences between species with varying aggregation patterns. *Biological Conservation*, 152: 37-45.

Farfán, M.A., Guerrero, J.C. Real, R., Barbosa, A.M. y Vargas, J.M., 2004. Caracterización del aprovechamiento cinegético de los mamíferos en Andalucía. *Galemys*, 16(1): 41-59.

Farfán, M.A., Vargas, J.M., Guerrero, J.C., Barbosa, A.M., Real, R. 2008. Distribution modelling of wild rabbit hunting yields in its original area (S Iberian Peninsula). *Italian Journal of Zoology*, 75: 161-172.

Farr, T.G., Kobrick, M. 2000. Shuttle radar topography mission produces a wealth of data. *EOS Trans AGU*, 81: 583-585.

Farrell, G., Pease, K. 2003. Measuring and interpreting repeat victimization using police data: an analysis of burglary data and policy for charlotte, North Carolina. *Crime Prevention Studies*, 16: 265-289.

Fernández, N., Kramer-Schadt, S., Thulke, H-H. 2006. Viability and Risk Assessment in Species Restoration: Planning Reintroductions for the Wild Boar, a Potential Disease Reservoir. *Ecology and Society*, 11(1): 6.

Fernández, J.M., Ruiz, N. 2010. Historical dynamics of a declining Wolf population: persecution vs. prey reduction. *European Journal of Wildlife Research*, 56(2): 169-179.

Ferrer, M. 1993. *El águila imperial*. Quercus (Madrid).

Ferreras, P. 2007. Especies amenazadas y control de predadores: Criterios de calidad. En: Carranza, J., Vargas, J.M. (Eds.). *Criterios para la Certificación de la Calidad Cinegética en España*. Ed. Universidad de Extremadura (Cáceres).

Ferreras, P. 2008. Funciones de la depredación en los sistemas naturales. Tipos de depredadores. Relación depredador-presa. Interacciones entre depredadores. En: Garrido, J.L. (Ed.) *Especialista en control de depredadores*. FEDENCA. Escuela Española de Caza (Madrid): 65-77.

Ferreras, P. 2009. Control de predadores. En: Sáenz, M., Carranza, J. (Eds.). *Gestión cinegética de los ecosistemas mediterráneos*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía (Córdoba): 103-128.

Ferrero, J.J., Onrubia, A. 2004. Elanio común, *Elanus caeruleus*. En: Madroño, A., González, C., Atienza, J.C. (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad. SEO/BirdLife (Madrid): 113-116.

Fleischli, M.A., Franson, J.C., Thomas, N.J., Finley, D.L., Riley, W. 2004. Avian mortality events in the United States caused by anticholinesterase pesticides: a retrospective summary of National Wildlife Health Center records from 1980 to 2000. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 46: 542-550.

Font, I. 1983. *Atlas climático de España*. Instituto Nacional de Meteorología (Madrid).

Font, I. 2000. *Climatología de España y Portugal*. Ed. Universidad de Salamanca (Salamanca).

Furst, P. 1994. *Los alucinógenos y la cultura*. Fondo de Cultura Económica (México).

Gálvez, M.R. 2006. *El derecho de caza en España*. Ed. Comares (Granada).

García, L.V. 2003. Controlling the false discovery rate in ecological research. *Trends in Ecology & Evolution*, 18: 553-554.

García, J.T., García, F.J., Alda, F., González, J.L., Aramburu, M.J., Cortés, Y., Prieto, B., Pliego, B., Pérez, M., Herrera, J., García-Román, L. 2012. Recent invasion and status of the raccoon (*Procyon lotor*) in Spain. *Biological Invasions*, 14(7): 1305-1310.

García, J.T., Viñuela, J., Sunyer, C. 1998. Geographic variation of the winter diet of the Red Kite *Milvus milvus* in the Iberian Peninsula. *Ibis*, 140: 302-309.

García-Fernández, A.J., María-Mojica, P., Martínez-López, E., Romero, D., Navas, I., Hernández-García, A., Gómez-Ramírez, P. 2006. Aspectos clínicos y forenses del envenenamiento de aves silvestres: diferencias entre aldicarb y estricnina. *Revista de Toxicología*, 23: 44-48.

García-Fernández, A.J., María-Mojica, P., Motas-Guzmán, M., Navas, I., Sánchez-García, J.A., 1997. Tipos de cebos para el envenenamiento de animales. Evolución en los últimos cinco años. *Revista de Toxicología*, 14: 101.

Garzón, J. 1974. Contribución al estudio del status, alimentación y protección de las Falconiformes en España Central. *Ardeola*, 19: 279-330.

Garzón, J. 1977. Birds of prey in Spain: their present situation. En: Chancellor, R.D.(Ed.) *Proceedings of the World Conference on Birds of Prey*. Vienna 1975. International Council for Bird Preservation, Cambridge: 159-170.

Gentle, M. 2005. *Factors affecting the efficiency of fox (Vulpes vulpes) baiting practices on the central tablelands of New South Wales*. PhD Thesis, University of Sydney.

GiBibl, B. 2006. German colonialism and the beginnings of international wildlife preservation in Africa. *GHI Bulletin Supplement*, 3: 121-143.

Giorgi, M., Meucci, V., Loni, R., Mengozzi, R. 2002. Intossicazioni in Medicina Veterinaria. *Obbiettivi e Documenti Veterinari*, 6: 57-62.

Gisbert, J. 1996. Taxonomía y distribución de los carnívoros ibéricos actuales. En: García-Perea, R., Baquero, R.A., Fernández-Salvador, R., Gisbert, J., Naves, J., Palomares, F., Torres, J., Virgós, E. (Eds.). *Carnívoros. Evolución, ecología y conservación*. Rumagraf (Madrid).

Glen, A.S., Gentle, M.N., Dickman, C.R. 2007. Non-target impacts of poison baiting for predator control in Australia. *Mammal Review*, 37: 191-205.

Global Administrative Areas (GADM). 2011. *GADM Database*. <<http://www.gadm.org>>. Último acceso: Enero 2013.

Gobierno de Castilla-La Mancha. 2012. *Información de montes y vías pecuarias de Castilla-La Mancha*. <<http://agricultura.jccm.es/imovip>>. Último acceso: Febrero 2012.

Gobierno de La Rioja. 2002. *Mapa de las Vías Pecuarias de España*. <<http://www.larioja.org/npRioja/default/defaultpage.jsp?idtab=442214>>. Último acceso: Febrero 2012.

Gobierno de La Rioja. 2011. *Capa con información geográfica acerca de la Red Principal y Local de Vías Pecuarias clasificadas que pasan por la Comunidad Autónoma de La Rioja*. <<http://www.iderioja.larioja.org/cartografia/index.php>>. Último acceso: Febrero 2012.

González, L.M. 1991. *Historia Natural del Águila Imperial Ibérica (Aquila adalberti Brehm, 1861). Taxonomía, población, análisis de distribución geográfica, alimentación, reproducción y conservación*. Colección Técnica. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (Madrid).

González, L.M. 1994a. Cinereous Vulture, *Aegypius monachus*. En: Tucker, G.M., Heath, M.F. (Eds.). *Birds of Europe: their conservation status*. BirdLife International (Cambridge): 158-159.

González, L.M. 1994b. Spanish Imperial Eagle, *Aquila adalberti*. En: Tucker, G.M., Heath, M.F. (Eds.). *Birds of Europe: their conservation status*. BirdLife International (Cambridge): 178-179.

González, L.M., Margalida, A., Mañosa, S., Sánchez, R., Oria, J., Molina, J.I., Caldera, J., Aranda, A., Prada, L. 2007. Causes and spatio-temporal variations of non-natural mortality in the vulnerable Spanish imperial eagle *Aquila adalberti* during a recovery period. *Oryx*, 41: 495-502.

González, L.M., Oria, J. 2001. La frágil recuperación del águila imperial ibérica. *Quercus*, 190: 22-28.

González, L.M., Oria, J. 2004. Águila Imperial Ibérica, *Aquila Adalberti*. En: Madroño, A., González, C., Atienza, J.C. (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad. SEO/BirdLife (Madrid): 145-151.

González, L.M., Oria, J., Sánchez, R., Margalida, A., Aranda, A., Prada, L., Caldera, J., Molina, I. 2008. Status and habitat changes in the endangered Spanish imperial eagle *Aquila adalberti* population during 1974-2004: implications for its recovery. *Bird Conservation International*, 18: 242-259.

González-Alcalde, J. 2006. Totemismo del lobo, rituales de iniciación y cuevas-santuario mediterráneas e ibéricas. *Quaderns de prehistòria i arqueologia de Castelló*, 25: 249-269.

Gortázar, C., Acevedo, P., Ruiz-Fons, F., Vicente, J. 2006. Disease risks and overabundance of game species. *European Journal of Wildlife Research*, 52(2): 81-87.

Graells, M. 1897. *Fauna mastológica ibérica*. Aguado (Madrid).

Gragera, F. 2001. *El legado del lobo*. Colección Estudio (Mérida).

Gragera, F. 2008. Loberos extremeños. *Trofeo*, Julio: 68-74.

Graham, K., Beckerman, A.P., Thirgood, S. 2005. Human-predator-prey conflicts: ecological correlates, prey losses and patterns of management. *Biological Conservation*, 122: 159-171.

Grande, R. 1984. *El lobo Ibérico. Biología y Mitología*. Blume (Madrid).

- Guirado, J., Ortega, F. 2002. La caza como actividad de desarrollo sostenible. *Medio ambiente* 41 (6): 22-26.
- Guisan, A., Zimmermann, N. E 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135: 147-186.
- Guitart, R., Manosa S., Guerrero, X., Mateo, R. 1999. Animal poisonings: the 10-year experience of a veterinary analytical toxicology laboratory. *Veterinary and human toxicology*, 41(5): 331-335.
- Guitart, R., Sachana, M., Caloni, F., Croubels, S., Vandenbroucke, V., Berny, P. 2010. Animal poisoning in Europe. Part 3: Wildlife. *Veterinary Journal*, 183: 260-265.
- Gutiérrez, V. 2006. *El lobo ibérico en Andalucía. Historia, mitología, relaciones con el hombre*. Fundación Gypaetus y Junta de Andalucía (Sevilla).
- Gutiérrez, V. 2007. Apuntes históricos sobre el lince ibérico en Andalucía. *Galemys*, 19(2): 33-52.
- Gutiérrez, J.E., Yanes, M. 2006. *Cazadores contra el veneno*. Fundación Gypaetus (Jaén).
- Guzmán, J.N., García, F., Garrote, G., Ayala, R., Iglesias, C. 2004. *El lince ibérico en España y Portugal. Censo-diagnóstico de sus poblaciones*. Dirección General para la Biodiversidad (Madrid).
- Heredia, B., Heredia, R. 1994. Lammergeier, *Gypaetus barbatus*. En: Tucker, G.M., Heath, M.F. (Eds.). *Birds of Europe: their conservation status*. BirdLife International (Cambridge): 152-153.
- Hernández, M. 2003. *Situación actual del uso ilegal de venenos en España*. Cursos de actuación en casos de envenenamiento de fauna (Murcia): 1-36.
- Hernández, M., Margalida, A. 2008. Pesticide abuse in Europe: effects on cinereous vulture (*Aegypius monachus*) population in Spain. *Ecotoxicology*, 17: 264-272.
- Hernández, M., Margalida, A. 2009. Poison-related mortality effects in the endangered Egyptian vulture *Neophron percnopterus* population in Spain. *European Journal of Wildlife Research*, 55: 415-423.
- Hernández, F.J., Romero, M., Padial, J.M. 2005. *Estudios sobre la viabilidad del hábitat para la reintroducción del quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en Andalucía*. Fundación Gypaetus (Jaén).
- Herranz, J., 2000. *Efectos de la depredación y del control de predadores sobre la caza menor en Castilla-La Mancha*. Tesis Doctoral, Universidad Autónoma de Madrid.
- Hirald, F., Delibes, M., Calderón, J. 1979. *El Quebrantahuesos. Gypaetus barbatus (L.). Sistemática, Taxonomía, Distribución y Protección. Monografías*, 22. ICONA, Ministerio de Agricultura (Madrid).
- Holmes, J., Carter, I., Stott, M., Hughes, J., Davies, P., Walker, D. 2003. Raptor persecution in England at the end of the twentieth century. En: Thompson, D.B.A., Redpath, S.M., Fielding,

A.H., Marquiss, M., Galbraith, C.A. (Eds.) *Birds of prey in a changing environment*: Scottish Natural Heritage (Edinburgh): 481-485.

Hosmer, D.W., Lemeshow, S. 2000. *Applied logistic regression*. John Wiley & Sons (New York).

Hudson, P.J., Dobson, A.P., Newborn, D. 1992. Do parasites make prey vulnerable to predation? Red grouse and parasites. *Journal of Animal Ecology*, 61: 681-692.

Instituto Estadístico de Andalucía (IEA). 1996. *Sistema de Información Municipal de Andalucía*. Junta de Andalucía (Sevilla).

Instituto Estadístico de Andalucía, 2002. *Anuario estadístico de Andalucía*. Junta de Andalucía (Sevilla).

Instituto Geológico y Minero de España (IGME). 1979. *Mapa hidrogeológico nacional. Explicación de los mapas de lluvia útil, de reconocimiento hidrogeológico y de síntesis de los sistemas acuíferos*. IGME (Madrid).

Instituto Nacional de Estadística (INE). 2005. *Mapas INE*. <<http://www.ine.es>>. Último acceso: Mayo 2013.

Instituto Nacional de Estadística. 2009. *Censo Agrario 2009*. <http://www.ine.es/prodyser/micro_censoag.htm>. Último acceso: Marzo 2011.

Instituto Nacional de Estadística. 2011. *Anuario Estadístico de España. Años: 1948, 1950, 1955, 1960, 1963, 1964 y 1965*. <<http://www.ine.es/inebaseweb/libros.do?ntnp=25687>>. Último acceso: Diciembre 2011.

International Organisation for Standardisation (ISO). 1999a. *International Standard ISO 10990-4-Animal (Mammal) Traps-Part 4: Methods for testing killing-trap systems used on land or underwater*. International Organisation for Standardisation (Geneva).

International Organisation for Standardisation. 1999b. *International Standard ISO 10990-5-Animal (Mammal) traps-Part 5: Methods for testing restraining traps*. International Organisation for Standardisation (Geneva).

International Union for Conservation of Nature (IUCN). 2008. *2008 IUCN Red List of Threatened Species*. <<http://www.iucnredlist.org>>. Último acceso: Febrero 2010.

International Union for Conservation of Nature. 2011. *IUCN red list of threatened species. Version 2009.2*. <<http://www.iucnredlist.org>>. Último acceso: Febrero 2010.

International Union for Conservation of Nature. 2012. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2*. <<http://www.iucnredlist.org>>. Último acceso: Abril 2013.

Irby, L.H.L. 2008. *Ornitología del Estrecho de Gibraltar*. Instituto de Estudios Campogibaltareños y Fundación Migres (Cádiz).

Jasick, F. M., Delibes, M. 1987. A comparative analysis of food-niche relationships and trophic guild structure in two assemblages of vertebrate predators differing in species richness: causes, correlations and consequences. *Oecología*, 42: 461-472.

Jedrzejska, B., Jedrzejski, W., Bunevich, A.N., Milkowski, L., Okarma, H. 1996. Population dynamics of Wolves *Canis lupus* in Bialowieza Primaverall Forest (Poland and Belarus) in relation to hunting by humans, 1847-1993. *Mammal Review*, 26(2/3): 103-126.

Jerez, S., Motas, M., Almela, R.M., Clavel, C., Bayón, A. 2007. Envenenamiento e intoxicaciones de fauna silvestre y doméstica en la región de Murcia durante el bienio 2005-2006. *Anales de veterinaria (Murcia)*: 65-74.

Jiménez, J. 1955. Breve cita de algunas normas jurídicas, que en nuestra antigua legislación regían en materia de caza y pesca. *Montés*, 62: 127-131.

Jiménez-Valverde, A. 2011. Relationship between local population density and environmental suitability estimated from occurrence data. *Frontiers of Biogeography*, 3(2): 59-61.

Jiménez-Valverde, A., Diniz, F., de Azeved, E.B., Borges, P.A.V. 2009. Species distribution models do not account for abundance: the case of arthropods on Terceira Island. *Annales Zoologici Fennici*, 46: 451-464.

Jiménez-Valverde, A., Lobo, J. 2006. Distribution determinants of endangered Iberian spider *Macrothele calpeiana* (Araneae, Hexathelidae). *Environmental Entomology*, 35: 1491-1499.

Junta de Andalucía. 1999. *Mapa de Usos y Coberturas vegetales del Suelo de Andalucía* 1999. Junta de Andalucía (Sevilla).

Junta de Andalucía. 2003. *Informe Medioambiental 2001*. <<http://www.juntadeandalucia.es>>. Último acceso: Abril 2008.

Junta de Andalucía. 2010. *Casos de envenenamiento en Andalucía*. <<http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/web>>. Último acceso: Marzo 2011.

Junta de Andalucía. 2011. *Inventario de vías pecuarias de Andalucía a escala de detalle y semidetalle*. Junta de Andalucía (Sevilla).

Kleiven, J., Bjerke, T., Kaltenborn, B.P. 2004. Factors influencing the social acceptability of large carnivore behaviours. *Biodiversity and Conservation*, 13: 1647-1658.

Koehler, A.E., Marsh, R.E., Salmon, T.P. 1990. Frightening methods and devices/stimuli to prevent mammal damage-A review. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference*, 14: 168-173.

- Korn, T., Croft, D., Fosdick, M., Lukins, B., Wiseman, G., Meany, J., Barnes, T., Kay, B. 1992. *Fauna Impact Statement: Endangered Fauna (Interim Protection) Act 1991 The Impact of Vertebrate Pest Control on Endangered Fauna in New South Wales*. New South Wales Agriculture (Dubbo).
- Kowalski, K. 1981. *Mamíferos, Manual de teriología*. Blume Ediciones, Madrid
- Kruuk, H. 2002. *Hunter and hunted: relationships between carnivores and people*. Cambridge University Press (Cambridge).
- Kwon, Y.K., Wee, S.E., Kim, J.H. 2004. Pesticide poisoning events in wild birds in Korea from 1998 to 2002. *Journal of Wildlife Diseases*, 40: 737-740.
- Lack, D. 1946. Competition for food by birds of prey. *Journal of Animal Ecology*, 15: 123-129.
- Lamarque, F., Artois, M., Berny, P., Hatier, C. 1999. Réseau SAGIR: douze ans de toxicovigilance. *Bulletin Mensuel Office National de la Chasse*, 246: 18-26.
- Langley, P.J.W., Yalden, D.W. 1977. The decline of rarer carnivores in Great Britain during the nineteenth century. *Mammal Review*, 7: 95-162.
- Legendre, P. 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology* 74: 1659-1673.
- Legendre, P.L., Legendre, L. 1998. *Numerical ecology*. Elsevier Science (Amsterdam).
- Leopold, A. 1986. *Game Management*. The University of Wisconsin Press (Madison).
- Letty, J., Marchandeu, S., Reitz, F., Clobert, J., Sarrazin, F. 2002. Survival and movements of translocated wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Game and Wildlife Science*, 19: 1-23.
- Levinsky, I., Skov, F., Svenning, J.C., Rahbek, C. 2007. Potential impacts of climate change on the distributions and diversity patterns of European mammals. *Biodiversity and Conservation*, 16: 3803-3816.
- Linnell, J.D.C., Odden, J., Smith, M.E., Aanes, R., Swenson, J. 1999. Large carnivores that kill livestock: do “problem individuals” really exist? *Wildlife Society Bulletin*, 27(3): 698-705.
- Linnell, J.D.C., Smith, M.E., Odden, J., Kaczensky, P., Swenson, J.E. 1996. Carnivores and sheep farming in Norway 4. Strategies for the reduction of carnivore livestock conflicts: a review. *Norsk institutt for naturforskning Oppdragsmelding*, 443: 1-116.
- Litvaitis, J.A., Villafuerte, R., 1996. Intraguild predation, mesopredator release, and prey stability. *Conservation Biology*, 10: 676-677.
- López, A. 1991. Algunos aspectos de la evolución de la caza. *Agricultura y Sociedad*, 58: 13-51.
- López-Martín, J.M., García, F.J., Such, A., Virgós, E., Lozano, J., Duarte, J., España, A.J. 2007. *Felis silvestris* (Schreber, 1777). Ficha Libro Rojo. En: Palomo, L.J., Gisbert, J., Blanco, J.C. (Eds.).

Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España. Dirección General para Biodiversidad. SECEM-SECEMU (Madrid): 336-338.

Lucio, A., Purroy, F.J. 1992. Caza y conservación de aves en España. *Ardeola*, 39: 85-98.

Lyster, S. 1994. *International Wildlife Law An Analysis of International Treaties Concerned with Conservation of Wildlife*. Cambridge University Press (Cambridge).

MacArthur, R.H, Pianka, E.R. 1966. On optimal use of patchy environment. *American Naturalist*, 100: 603-609.

MacNally, R. 2000. Regression and model-building in conservation biology, biogeography and ecology: The distinction between-and reconciliation of "predictive" and "explanatory" models. *Biodiversity and Conservation*, 9: 655-671.

Madero, A., Ferrer, M. 2002. *Proyecto de reintroducción del águila imperial ibérica en Cádiz*. Junta de Andalucía y CSIC (Jaén).

Madroño, A., González, C., Atienza, J.C. 2004. *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad. SEO/BirdLife (Madrid).

Mallinson, J.J.C. 1991. Partnerships for conservation between zoos, local governments and nongovernmental organisations. *Symposium of the Zoological Society of London*, 62: 57-74.

Mañosa, S., Cordero, P.J. 1992. Seasonal and sexual variation in the diet of the common buzzard in Northeastern Spain. *Journal of Raptor Research*, 26: 235-238.

Marchandeu, S., Chantal, J.,Portejoie, Y., Barraud, S.,Chaval, Y. 1998. Impact of viral haemorrhagic disease on a wild population of European wild rabbits in France. *Journal of Wildlife Diseases*, 34: 429-435.

Margalida, A., Heredia, R., Razin, M., Hernández, M. 2008. Sources of variation in mortality of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* in Europe. *Bird Conservation International*, 18: 1-10.

Mariano, L. 2012. *El águila imperial ibérica: el resurgir de una especie amenazada*. Fundación BBVA (Bilbao).

Márquez, C., Vargas, J.M., Villafuerte, R., Fa, J.E. 2013a. Risk Mapping of Illegal Poisoning of Avian and Mammalian Predators. *The Journal of Wildlife Management*, 77(1):75-83.

Márquez, C., Vargas, J.M., Villafuerte, R., Fa, J.E. 2013b. Understanding the propensity of wild predators to illegal poison baiting. *Animal conservation*, 16: 118-129.

Martí, R., del Moral J.C. (Eds). 2003. *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. SEO (Madrid).

Martínez-Haro, M., Mateo, R., Cardiel, I., Reglero, M., Guitart, R. 2006. Intoxicaciones por plaguicidas anticolinesterásicos en fauna cinegética y sus predadores silvestres. *Revista de Toxicología*, 23: 39-43.

Martínez-Haro, M., Mateo, R., Guitart, R., Soler-Rodríguez, R., Pérez-López, M., María-Mojica, P., García-Fernández, A.J. 2008. Relationship of the toxicity of pesticide formulations and their commercial restrictions with the frequency of animal poisonings. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 69: 396-402.

Mateo-Tomás, P., Olea, P.P., Sánchez-Zapata, J.A., Botella, F., Vicente, J., Viñuela, J., Moleón, M., Selva, N. Mammals consuming hunting remains: who, how many and where? XI Congreso SECEM. Spanish Mammalogy Congress. Avilés, España. 5-7 Diciembre 2013.

McIlroy, J.C. 1994. Susceptibility of target and nontarget animals to 1080. En: *Proceedings of the science workshop on 1080. The Royal Society of New Zealand Miscellaneous Series* 28: 90-96.

Mech, L.D. 1970. *The wolf the ecology and behaviour of an endangered species*. University of Minnesota Press (Minneapolis).

Mech, L.D., Boitani, L. 2008. *Canis lupus*. En: *IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.1*. <<http://www.iucnredlist.org/details/3746/0>>. Último acceso: Mayo 2011.

Mech, L.D., Harper, E.K., Meier, T.J., Paul, W.J. 2000. Assessing factors that may predispose Minnesota farms to wolf depredations on cattle. *Wildlife Society Bulletin*, 28: 623-629.

Mee, A., Hall, L.S., Grantham, J. (Eds.). 2005. *California condors in the 21st century*. American Ornithologists' Union (Washington) y Nuttall Ornithological Club (Cambridge).

Millán, J., Gortázar, C., Tizzani, P., Buenestado, F.J. 2002. Do helminths increase the vulnerability of released pheasants to fox predation? *Journal of Helminthology*, 3: 225-229.

Mineau, P., Fletcher, M.R., Glaser, L.C., Thomas, N.J., Brassard, C., Wilson, L.K., Elliot, J. E., Lyon, L.A., Henny, C.J., Bollinger, T., Porter, S.L. 1999. Poisoning of raptors with organophosphorus and carbamate pesticides with emphasis in Canada, US and UK. *Journal of Raptor Research*, 33: 1-37.

Ministerio de Agricultura. 1968. *Mapa Cinegético Nacional*. Ministerio de Agricultura (Madrid).

Ministerio de Agricultura. 1962. *Control de animales dañinos. Información estadística. Años 1953 a 1961*.

Ministerio de Agricultura (Madrid).

Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 2012. *Fondo Documental de Vías Pecuarias*. <<http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/vias-pecuarias/fondo-documental-de-vias-pecuarias/default.aspx>>. Último acceso: Febrero 2012.

Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 2011. *Catálogo Español de Especies Amenazadas*. <<http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies-amenazadas/catalogo-nacional-de-especies-amenazadas>>. Último acceso: Junio 2011.

Mitchell-Jones, A.J., Amori, G., Bogdanowicz, W., Kryštufek, B., Reijnders, P.J.H., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J.B.M., Vohralík, V., Zima, J. (Eds). 1999. *The Atlas of European Mammals*. Academic Press (London).

Morales, E. 1956. *Animales dañinos: lobos y zorros* (Hojas divulgadoras, 8-56). Ministerio de Agricultura (Madrid).

Morán-López, R., Sánchez J.M., Costillo, E., Corbacho, C., Villegas, A. 2006. Spatial variation in anthropic and natural factors regulating the breeding success of the cinereous vulture (*Aegypius monachus*) in the SW Iberian Peninsula. *Biological Conservation*, 130: 169-182.

Moreno, S., Villafuerte, R. 1995. Traditional management of scrubland for the conservation of rabbits *Oryctolagus cuniculus* and their predators in Doñana National Park, Spain. *Biological Conservation*, 73: 81-85.

Moreno, S., Villafuerte, R., Cabezas, S., Lombardi, L. 2004. Wild rabbit restocking for predator conservation in Spain. *Biological Conservation*, 118: 183-193.

Motas-Guzmán, M., María-Mojica, P., Jiménez, P., Romero, D., Navas, I. García-Fernández, A.J. 2000. Envenenamiento por aldicarb en Águila Perdicera (*Hieratus fasciatus*) y Búho Real (*Bubo bubo*). Resúmenes VI Jornadas Internacionales de Cetrería del Norte de España. I Congreso. Aspecto Clínicos en Aves Rapaces (León): 36-37.

Motas-Guzmán, M., María-Mojica, P., Jiménez, P., Romero, D., Navas, I., García-Fernández, A.J. 2002. Animales envenenados: la experiencia de diez años por el servicio de toxicología de la Universidad de Murcia. *Anales de veterinaria (Murcia)*, 18: 81-90.

Motas-Guzmán, M., María-Mojica, P., Romero, D., Martínez-López, E., García-Fernández, A.J. 2003. Intentional poisoning of animals in southeastern Spain: a review of the veterinary toxicology service from Murcia (Spain). *Veterinary & Human Toxicology*, 45: 47-50.

Mougenot, C., Roussel, L. 2005. To Poison or to 'Trap'? The Ecologisation of 'Pest' Control. *Sociologia Ruralis*, 45(1/2): 115-129.

Muntaner, J. 2004. Halcón de Eleonor, *Falco eleonora*. En: Madroño, A., González, C., Atienza, J.C. (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad. SEO/BirdLife (Madrid): 169-170.

Muñoz, A.R., Real, R., Barbosa, A.M., Vargas, J.M. 2005. Modelling the distribution of Bonelli's eagle in Spain: implications for conservation planning. *Diversity and Distributions*, 11: 477-486.

Mykrä, S., Vourisalo, T., Pohja-Mykrä, M. 2005. A history of organized persecution and conservation of wildlife: species categorizations in Finnish legislation from medieval times to 1923. *Oryx*, 39(3): 275-283.

Naves, J., Fernández-Gil, A. 2007. *Ursus arctos Linnaeus, 1758*. En: Palomo, L.J., Gisbert, J., Blanco, J.C. (Eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para Biodiversidad. SECEM-SECEMU (Madrid): 321-323.

Newton, I. 1998. *Population limitation in birds*. Academic Press (London).

Noer, H., Secher, H. 1990. Effects of legislative protection on survival rates and status improvements of birds of prey in Denmark. *Danish review of game biology*, 14: 1-63.

Núñez-Quirós, P., García-Lavandera, R., Llana, L. 2007. Análisis de la distribución histórica del lobo (*Canis lupus*) en Galicia: 1850, 1960 y 2003. *Ecología*, 21: 195-206.

Oak Ridge National Laboratory (ORNL). 2001. *LandScan 2000 global population database*. ORNL, Oak Ridge, (Tennessee).

Palacín, C. 2004. Alcotán europeo, *Falco subbuteo*. En: Madroño, A., González, C., Atienza, J.C. (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad. SEO/BirdLife (Madrid): 166-168.

Palazón, S., Gómez, A. 2007. *Mustela lutreola* (Linnaeus, 1761). Ficha Libro Rojo. En: Palomo, L.J., Gisbert, J., Blanco, J.C. (Eds.). *Atlas y libro rojo de los mamíferos terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad. SECEM-SECEMU (Madrid): 291-293.

Palomares, F.P., Gaona, P., Ferreras, P., Delibes, M. 1995. Positive effects on game species of top predators by controlling smaller predator populations: an example with lynx, mongooses, and rabbits. *Conservation Biology*, 9: 295-305.

Palomero, G. 2007. *Ursus arctos* (Linnaeus, 1758). Ficha Libro Rojo. En: Palomo, L.J., Gisbert, J., Blanco, J.C. (Eds.). *Atlas y libro rojo de los mamíferos terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad. SECEM-SECEMU (Madrid): 324-326.

Palomero, G., Ballesteros, F., Blanco, J.C., García-Serrano, C., Herrero, J., Nore, C. 2007. Evolución demográfica y espacial. En: Organismo Autónomo de Parques Nacionales (Eds.). *Demografía, distribución, genética y conservación del oso pardo cantábrico*. Ministerio de Medio Ambiente (Madrid): 15-70.

Palomo, L.J., Gisbert, J., Blanco, J.C. (Eds.). 2007. *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para Biodiversidad. SECEM-SECEMU (Madrid).

Pardo, L. 1949. *Zoología cinegética española. Tomo I: Mamíferos (fauna de caza de pelo)*. Librería Internacional de Romo (Madrid).

Pearce, J.L., Boyce, M.S. 2006. Modelling distribution and abundance with presence-only data. *Journal of Applied Ecology*, 43: 405-412.

Pearce, J., Ferrier, S. 2000. An evaluation of alternative algorithms for fitting species distribution models using logistic regression. *Ecological Modelling*, 128: 127-147.

Pelta, R., 1997. *El veneno en la historia*. Espasa Hoy (Barcelona).

Perea, J.L., Morales, M., Velasco, J. 1990. *El Alimoche (Neophron percnopterus) en España. Población, distribución, problemática y conservación. Colección Técnica. ICONA* (Madrid).

Pohja-Mykrä, M., Vuorisalo, T., Mykrä, S. 2005. Hunting bounties as a key measure of historical wildlife management and game conservation: Finnish bounty schemes 1647–1975. *Oryx*, 59(3): 284-291.

Raes, N., ter Steege, H. 2007. A null-model for significance testing of presence-only species distribution models. *Ecography*, 30: 727-736.

Rangel, T.F., Diniz-Filho, J.A.F., Bini, L.M. 2010. SAM: a comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. *Ecography*, 33: 46-50.

Real, J. 2004. Águila-azor perdicera, *Hieraaetus fasciata*. En: Madroño, A., González, C., Atienza, J.C. (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad. SEO/BirdLife (Madrid): 154-157.

Real, R., Barbosa A.M., Rodríguez A., García F.J., Vargas J.M., Palomo L.J., Delibes M. 2009. Conservation biogeography of ecologically-interacting species: the case of the Iberian lynx and the European rabbit. *Diversity and Distributions*, 15: 390-400.

Real, R., Barbosa, A.M., Vargas, J.M. 2006. Obtaining environmental favourability functions from logistic regression. *Environmental and Ecological Statistics*, 13: 237-245.

Real, R., Márquez, A.L., Estrada, A., Muñoz, A.R., Vargas, J.M. 2008. Modelling chorotypes of invasive vertebrates in mainland Spain. *Diversity and Distributions*, 14: 364-373.

Real Academia Española (RAE), 2001. *Diccionario de la Lengua Española*. Ed. Espasa-Calape (Madrid).

Redpath, S.M., Arroyo, B.E., Leckie, F.M., Bacon, P., Bafield, N., Gutiérrez, R.J., Thirgood, S.J. 2004. Using decision modeling with stakeholders to reduce human-wildlife conflict: a raptor-grouse case study. *Conservation Biology*, 18: 350-359.

Redpath, S.M., Thirgood, S.M., Leckie, F.M. 2001. Does supplementary feeding reduce predation of red grouse by hen harriers? *Journal of Applied Ecology*, 38: 1157-1168.

Repetto, M. 1998. *Toxicología fundamental*. Díaz de Santos (Madrid).

Reynolds, J.C., Tapper, S.C. 1996. Control of mammalian predators in game management and conservation. *Mammal Review*, 26: 127-156.

Ribas, B., Pérez, M., Núñez, M., Garrido, J.A., Folgueiras, M.L., González, L.M., Heredia, B. 2002. Incidencia de plaguicidas en relación con el “Catálogo Nacional de Especies Amenazadas”. *Revista de Toxicología*, 19: 97-144.

Rico, M., Torrente, J.P. 2000. Caza y rarificación del lobo en España: investigación histórica y conclusiones biológicas. *Galemys*, 12: 163-179.

Riley, S.J., Nesslage, G.M., Maurer, B.A. 2004. Dynamics of early wolf and cougar eradication efforts in Montana: implications for conservation. *Biological Conservation*, 119: 575-579.

Ripple, W.J., Beschta, R.L. 2012. Large predators limit herbivore densities in northern forest Ecosystems. *European Journal of Wildlife Research*, 58: 733-742.

Rocamora, G. 1994. Bonelli's Eagle, *Hieraaetus fasciatus*. En: Tucker, G.M., Heath, M.F. (Eds.). *Birds of Europe: their conservation status*. BirdLife International (Cambridge): 184-185.

Rodríguez, J. 1996. *Mamíferos Carnívoros Ibéricos*. Gráficas Seris (Jerez).

Rodríguez, A., Delibes, M. 2002. Internal structure and patterns of contraction in the geographic range of the Iberian lynx. *Ecography*, 25: 314-328.

Rodríguez A, Delibes, M. 2004. Patterns and causes of non-natural mortality in the Iberian lynx during a 40-year period of range contraction. *Biological Conservation*, 118: 151-161.

Rodríguez, N., Vargas, J.M. 2002. El control de predadores en España. Opinión de los socios de SECEM y SEO/BirdLife. *Galemys*, 14: 47-52.

Román, B. 1783. *Memorial ajustado del expediente de concordia que trata el honrado Concejo de la Mesta con la Diputación General del Reyno y Provincia de Extremadura ante el ilustrísimo señor conde de Campomanes, del Consejo y Cámara de S. M. su primer fiscal, y presidente del mismo honrado concejo*, Imprenta de Blas Román (Tomo I) (Madrid).

Rombauer, I.S., Becker, M. 1963. *The Joy of cooking*. Dent & Sons (London).

Royal Society for the Protection of Birds (RSPB). 2008. BIRDCRIME 2007. Offences against wild bird legislation in 2007. RSPB (UK).

Ruiz-Olmo, J.M.T., Puig, P. 1991. Comparación de la evolución de las poblaciones de zorro (*Vulpes vulpes* L., 1758) en el NE Ibérico en base a datos históricos (siglo XVIII-XIX) y actuales (siglo XX). *Miscelánea zoológica*, 14: 225-223.

Sacks, B.N., Blejwas, K.M., Jaeger, M.M. 1999. Relative vulnerability of coyotes to removal methods on a northern California ranch. *Journal of Wildlife Management*, 63: 939-949.

Sánchez, J.J. 2004. Buitre negro, *Aegypius monachus*. En: Madroño, A., González, C., Atienza, J.C. (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife (Madrid): 134-138.

Sánchez-Castilla, E., Báguena, G. 2007. Introducción general. En: Báguena, G., Sánchez-Castilla, E., Antor, R.J. (Eds.). *Criterios para la reintroducción de una especie amenazada: el quebrantabuesos en el Parque Nacional de Picos de Europa*. OAPN. Ministerio de Medio Ambiente (Madrid): 13-19.

Sancho VI, Rey de Navarra. 1180. *Los paramientos de la caza o reglamentos para sobre la caza en general*. Librarie centrale d'agriculture et de jardinage (Paris).

Sanz, L.A. 1994. En España, el movimiento ecologista empieza a ser historia. En: El País (Ed.). *El libro de la naturaleza*. El País (Madrid): 286.

Saunders, G., Coman, B., Kinnear, J., Braysher, M. 1995. *Managing Vertebrate Pests: Foxes*. Bureau of Resource Sciences/CSIRO Division of Wildlife and Ecology, Australian Government Printing Service (Canberra).

Scarlatto, E. 2007. Cuando hablar de toxicología, equivalía a andar tirando flechas. *Boletín de la Asociación Toxicológica Argentina*, 77.

Schwartz, C.C., Swenson, J.E., Miller, S.D. 2003. Large carnivores, moose, and humans: a changing paradigm of predator management in the 21st century. *Alces*, 39: 41-63.

Sergio, F., Blas, J., Forero, M., Fernández, N., Donazar, J.A., Hiraldo, F. 2005. Preservation of wide-ranging top predators by site-protection: black and red kites in Doñana National Park. *Biological Conservation*, 125: 11-21.

Sillero-Zubiri, C., Laurenson, M.K. 2001. Interactions between carnivores and local communities: Conflict or co-existence? En: Gittleman, J.L., Funk, S.M., Macdonald, D.W., Wayne, R.K. (Eds.). *Carnivore conservation*. Cambridge University Press (Cambridge): 282-312.

Sillero-Zubiri, C., Switzer, D. 2004. Management of Wild Canids in Human-Dominated Landscapes. En: Sillero-Zubiri, C., Hoffmann, M., Macdonald, D.W. (Eds.). *Canids: Foxes, Wolves, Jackals and Dogs. Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN/SSC Canid Specialist Group. IUCN (Gland, Switzerland y Cambridge, UK): 256-266.

Simón, M.A. 2005. Estrategia Andaluza de lucha contra el Veneno. Perros adiestrados envenenadores. *Revista Medio Ambiente*, 51: 24-27.

Smallidge, S.T., Halbritter, H., Ashcroft, N.K., Boren, J.C. 2008. *Review of Livestock Management Practices to Minimize Livestock Depredation by Wolves: Applicability to the Southwest*. New Mexico State University Cooperative Extension Service and Range Improvement Task Force, Report (Las Cruces, USA).

Soberón, J., Peterson, A.T. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics*, 2: 1-10.

Sobrino, R., Acevedo, P., Escudero, M., Marco, J., Gortázar, C. 2009. Carnivore population trends in Spanish agrosystems after the reduction in food availability due to rabbit decline by rabbit haemorrhagic disease and improved waste management. *European Journal of Wildlife Research*, 55: 161-165.

Sociedad Española de Ornitología (SEO)//BirdLife. 2014. *Informe Layman sobre los resultados del proyecto Life+ VENENO*. SEO/BirdLife (Madrid).

Soler, F., Oropesa, A.L., Pérez, M. 2006. Análisis de los envenenamientos en fauna silvestre. Situación en Extremadura. *Revista de Toxicología*, 23: 35-38.

Speidel, M. 2008. *Ancient Germanic Warriors: Warrior Styles from Trajan's Column to Icelandic Sagas*. Ed. Routledge (London).

Stanley, S.M. 1973. An explanation for Cope's Rule. *Evolution*, 27: 1-26.

Sunquist, M.E., Sunquist, F. 2001. Changing landscapes: consequences for carnivores. En: Gittleman, J.L., Funk, S.M., Macdonald, D.W., Wayne, R.K. (Eds.). *Carnivore conservation*. Cambridge University Press (Cambridge): 399-418.

Susic, G., Pavokovic, G. 2003. Poisoning and unexplained high Griffon Vulture *Gyps fulvus* mortality in Croatia. *Vulture News*, 48: 58-59.

Talegón, J., Ribeiro, S. 2005. Artefactos tradicionales para prevenir daños de lobo en áreas fronterizas de España y Portugal. *Segundo Congreso Hispano-Luso sobre el lobo ibérico* (Castelo Branco).

Tarazona, J.V. 2006. La política europea en relación a los compuestos tóxicos y venenos que afectan a la fauna silvestre y doméstica. *Revista de Toxicología*, 23: 30-34.

Thirgood, S.J., Redpath, S.M., Newton, I., Hundson, P. 2000. Raptors and red grouse: conservation conflicts and management solutions. *Conservation Biology*, 14: 95-104.

Torrente, J.P. 1999. *Osos y otras fieras en el pasado de Asturias*. Fundación Osote Asturias (Oviedo).

Treves, A., Jurewicz, R.R., Naughton-Treves, L., Rose, R.A., Willging, R.C., Wydeven, A.P. 2002. Wolf Depredation on Domestic Animals in Wisconsin, 1976-2000. *Wildlife Society Bulletin*, 30(1): 231-241.

Treves, A., Karanth, K.U. 2003. Human-carnivores conflict and perspectives on carnivores management worldwide. *Conservation Biology*, 17(6): 1491-1499.

Treves, A., Naughton-Treves, L., Harper, E.K., Mladenoff, D.J., Rose, R.A., Sickley, T.A., Wydeven, A.P. 2004. Predicting human-carnivore conflict: a spatial model derived from 25 years of data on wolf predation on livestock. *Conservation Biology*, 18: 114-125.

Triay, R., Siverio, M. 2004. Águila pescadora, *Pandion haliaetus*. En: Madroño, A., González, C., Atienza, J.C. (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad. SEO/BirdLife (Madrid): 157-160.

Trout, R.C., Ross, J., Tittensor, A.M., Fox, A.P. 1992. The effect on a British wild rabbit population (*Oryctolagus cuniculus*) of manipulating myxomatosis. *Journal of Applied Ecology*, 29: 679-686.

Tucker, G.M., Heath, M.F. (Eds.). 1994. *Birds of Europe: their conservation status*. BirdLife International (Cambridge).

United States Geological Survey. 1996. GTOPO30. *Land processes distributed active archive center* (LPDAAC), EROS Data Center. <<http://edcdaac.usgs.gov/gtopo30/gtopo30.asp>>. Último acceso: Diciembre 2011.

Urios, V., Vilà, C., Castroviejo, J. 2000. Estudio de la incidencia real de la depredación del lobo en la ganadería comparando dos métodos distintos. *Galemys*, 12: 241-248.

Valkama, J., Korpimäki, E., Arroyo, B., Beja, P., Bretagnolle, V., Bro, E., Kenward, R. Mañosa, S., Redpath, S., Thirgood, S.M., Viñuela, J. 2005. Birds of prey as limiting factors of gamebird populations in Europe: a review. *Biological Reviews*, 80: 171-203.

Valverde, J.A. 1971. El lobo español. *Montés*, 159: 228-241.

Valverde, J.A., Teruelo, S. 2001. *Los lobos de Morla*. Ed. Al-Andalus (Sevilla).

Varela, M. 1995. Métodos químicos de control de predadores. En: Aedos (Eds.). *Predación, caza y vida silvestre. Jornadas técnicas*: Fundación "La Caixa" (Barcelona): 145-149.

Vargas, J.M. 2002. Alerta cinegética. Reflexiones sobre el futuro de la caza en España. Otero (Madrid).

Vargas, J.M., Duarte, J. 2001. La gestión de la caza como herramienta de conservación. *Quercus*, 187: 13-17.

- Vargas, J.M., Duarte, J. 2002. Dos modelos discrepantes de gestión de la perdiz roja en España. En: Lucio, A., Sáenz, M. (Eds.). *Aportaciones a la gestión sostenible de la caza*. FEDENCA-EEC (Madrid): 101-126.
- Vargas, J.M., Farfán, M.A., Guerrero, J.C. 2006a. Comarcalización cinegética a escala regional: la experiencia piloto de Andalucía (Sur de España). *Ecología*, 20: 415-434.
- Vargas, J.M., Farfán, M.A., Guerrero, J.C., Barbosa, A.M., Real, R. 2007. Geographical and environmental correlations of big and small game in Andalusia (southern Spain). *Wildlife Research*, 34: 498-506.
- Vargas, J.M., Guerrero, J.C., Farfán, M.A., Barbosa, A.M., Real, R. 2006b. Land use and environmental factors affecting red-legged partridge (*Alectoris rufa*) hunting yields in southern of Spain. *European Journal of Wildlife Research*, 52: 188-195.
- Vargas, J.M., Muñoz, A.R. 1996. Panorámica de la caza menor en Andalucía. En: Federación Andaluza de Caza. *La caza en Andalucía y su problemática*. Federación Andaluza de Caza (Archidona): 1-19.
- Varillas, B. 1980. Águilas, halcones y buitres, perseguidos a muerte. *Ciencia y Pensamiento*, 3: 36-39.
- Varillas, B. 2006. Hacia un nuevo paradigma en la política de conservación de la naturaleza en España. *Revista de Toxicología*, 23: 26-29.
- Varillas, B. 2010. *Félix Rodríguez de la Fuente: su vida, mensaje de futuro*. Ed. La esfera de los libros (Madrid).
- Vega, L.G., Cerdeño, M.L., Córdoba, B. 1998. El origen de los mastines ibéricos. La trashumancia entre los pueblos prerromanos de la meseta. *Complutum*, 9: 117-135.
- Vié, J.C., Hilton-Taylor, C., Stuart, S.N. (Eds.). 2009. *Wildlife in a Changing World-An Analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN (Gland).
- Villafuerte, R., Calvete, C., Blanco, J.C., Lucientes, J. 1995. Incidence of viral hemorrhagic disease in wild rabbit populations in Spain. *Mammalia*, 59(4): 651-660.
- Villafuerte, R., Calvete, C., Gortázar, C., Moreno, S. 1994. First epizootic of rabbit hemorrhagic disease in free living populations of *Oryctolagus cuniculus* at Doñana National Park, Spain. *Journal of Wildlife Diseases*, 30(2): 176-179.
- Villafuerte, R., Gortázar, C., Angulo, E., Cabezas, S., Millán, J., Buenestado, F. 2000. Situación del conejo y la perdiz en Andalucía: Evaluación de las medidas de su gestión. Technical report. Junta de Andalucía (Sevilla).

Villafuerte, R., Viñuela, J., Blanco, J.C. 1998. Extensive predator persecution caused by population crash in game species: the case of red kites and rabbits in Spain. *Biological Conservation*, 84: 181-188.

Viñuela, J. 2004. Milano real, *Milvus milvus*. En: Madroño, A., González, C., Atienza, J.C. (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad. SEO/BirdLife (Madrid): 120-125.

Viñuela, J., Sunyer, C. 1994. Black kite, *Milvus migrans*. En: Tucker, G.M., Heath, M.F. (Eds.). *Birds of Europe: their conservation status*. BirdLife International (Cambridge): 148-149.

Viñuela, J., Villafuerte, R. 2003. Predators and rabbits in Spain: a key conflict for conservation of European raptors. En: Thompson, D., Redpath, S.M., Fielding, A.H., Marquiss, M., Gallbraith, C.A. (Eds.). *Birds of prey in a changing environment*. The Stationery Offices (London): 511-526.

Virgós, E., Cabezas-Díaz, S., Lozano, J. 2007. *Mustela putorius* (Linnaeus, 1758) Ficha Libro Rojo. En: Palomo, L.J., Gisbert, J., Blanco, J.C. (Eds.). *Atlas y libro rojo de los mamíferos terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad. SECEM-SECEMU (Madrid): 297-298.

Virgós, E., Travaini, A. 2005. Relationship between small-game hunting and carnivore diversity in central Spain. *Biodiversity and Conservation*, 14: 3475-3486.

Wade, D.A. 1982. The use of fences for predator damage control. *Vertebrate Pest Conference*, 10: 24-53.

Whitfield, D.P., Fielding, A.H., Mcleod, D.R.A., Haworth, P.F. 2004. Modelling the effects of persecution on the population dynamics of golden eagles in Scotland. *Biological Conservation*, 119: 319-333.

Whitfield, D.P., McLeod, D., Watson, J., Fielding, A.H., Haworth, P.F. 2003. The association of grouse moor in Scotland with the illegal use of poisons to control predators. *Biological Conservation*, 114: 157-163.

Whittaker, R.J. 1984. Model interpretation from the additive elements of the likelihood function. *Applied Statistics*, 33: 52-64.

Whittaker, R.J., Araújo, M.B., Jepson, P., Ladle, R.J., Watson, J.E.M., Willis, K.J. 2005. Conservation Biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions*, 11: 3-23.

Woodroffe, R. 2000. Predators and people: using human density to interpret declines of large carnivores. *Animal Conservation*, 3: 165-73.

Woodroffe, R. 2001. Strategies for carnivore conservation: lessons from a contemporary extinctions. En: Gittleman, J.L., Funk, S.M., Macdonald, D., Wayne, R.K. (Eds.). *Carnivore Conservation*. Cambridge University Press (Cambridge): 61-92.

Woodroffe, R., Frank, L. 2005. Lethal control of African lions (*Panthera leo*): local and regional population impacts. *Animal Conservation*, 8: 91-98.

Woodroffe, R., Lindsey, P., Romañach, S., Stein, A., ole Ranah, S.M.K. 2005. Livestock predation by endangered African wild dogs (*Lycaon pictus*) in northern Kenya. *Biological Conservation*, 124: 225-234.

World Wildlife Fund (WWF). 2005. *Human Wildlife Conflict Manual*. WWF Southern African Regional Programme Office (SARPO) (Harare, Zimbabwe).

Yalden, D.W. 1999. *The History of British Mammals*. T. & A. D. Poyser (London).

Zuur, A.F., Ieno, E.N., Elphick C.S. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology & Evolution*, 1: 3-14.

Apéndices

Apéndices

Apéndice 1. Introducción

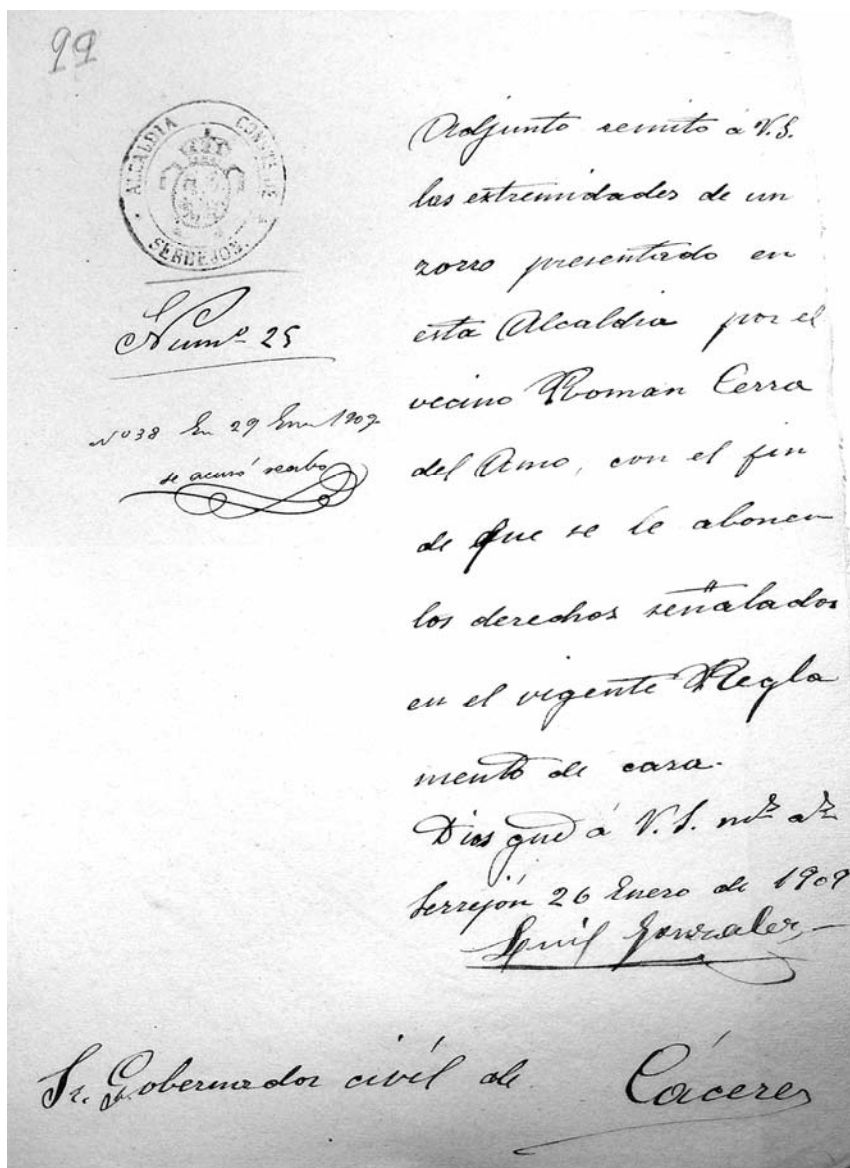
Apéndice 1.1. Especies de depredadores consideradas especies cinegéticas según la normativa de cada comunidad autónoma de España. Los códigos numéricos se corresponden con las siguientes especies: *Canis lupus* (1), *Vulpes vulpes* (2), *Neovison vison* (3), *Genetta genetta* (4), *Garrulus glandarius* (5), *Pica pica* (6), *Corvus monedula* (7), *Corvus corone* (8) y *Corvus corax* (9).

Comunidades autónomas	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Andalucía ¹		✓				✓	✓	✓	
Aragón ²		✓				✓	✓	✓	
Canarias ³									
Cantabria ⁴	✓	✓				✓		✓	
Castilla y León ⁵	✓ ^a	✓				✓		✓	
Castilla - La Mancha ⁶		✓				✓	✓	✓	
Cataluña ⁷		✓	✓ ^b	✓ ^b	✓ ^b	✓	✓ ^b	✓ ^b	✓ ^b
Comunidad de Madrid ⁸		✓				✓	✓	✓	
Comunidad Foral de Navarra ⁹		✓				✓	✓	✓	
Comunidad Valenciana ¹⁰		✓				✓	✓	✓	
Extremadura ¹¹		✓				✓	✓		
Galicia ¹²	✓	✓	✓			✓	✓	✓	
Islas Baleares ¹³									
La Rioja ¹⁴	✓	✓				✓	✓	✓	
País Vasco ¹⁵		✓				✓	✓	✓	
Principado de Asturias ¹⁶		✓				✓	✓	✓	
Región de Murcia ¹⁷		✓				✓	✓	✓	

Fuente: Decreto 182/2005, de 26 de julio, por el que se aprueba el reglamento de ordenación de la Caza, (2) Orden de 3 de junio de 2013, del Consejero de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente, por la que se aprueba el Plan General de Caza para la temporada 2013-2014, (3) Ley 7/1998, de 6 de julio, de Caza de Canarias, (4) Ley 12/2006, de 17 de julio, de Caza de Cantabria, (5) Decreto 172/1998, de 3 de septiembre, por el que se declaran las especies cinegéticas de Castilla y León, y Orden FYM/502/2013, de 25 de junio, por la que se aprueba la Orden Anual de Caza, (6) Decreto 141/1996, de 9 de diciembre, por el que se aprueba el Reglamento general de aplicación de la Ley 2/1993, de 15 de julio, de caza de Castilla-La Mancha, (7) Orden de 17 de junio de 1999, por la que se establecen las especies que pueden ser objeto de caza en Cataluña, (8) Orden 1613/2013, de 25 de junio, de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, por la que se fijan las limitaciones y épocas hábiles de caza que regirán durante la temporada 2013-2014, (9) Orden Foral 224/2013, de 27 de junio, del Consejero de Desarrollo Rural y Medio Ambiente, por la que se aprueba la disposición general de vedas de caza para la campaña 2013-2014, (10) Ley 13/2004, de 27 de diciembre, de caza de la Comunidad Valenciana, (11) Decreto 91/2012, de 25 de mayo, por el que se aprueba el Reglamento por el que se regula la gestión cinegética y el ejercicio de la caza, (12) Decreto 284/2001, de 11 de octubre, por el que se aprueba el Reglamento de caza de Galicia, (13) Decreto 71/2004, de 9 de julio, por el que se declaran las especies objeto de caza y pesca fluvial en las Illes Balears y se establecen normas para su protección, (14) Decreto 17/2004, de 27 de febrero, por el que se aprueba el Reglamento de Caza de La Rioja, (15) Decreto 216/2012, de 16 de octubre, por el que se establece el listado de especies cinegéticas de la comunidad autónoma del País Vasco (16) Decreto 24/91, de 7 de febrero, por el que se aprueba el Reglamento de Caza, (17) Ley 7/2003, de 12 de noviembre, de Caza y Pesca Fluvial de la Región de Murcia. (a) Al norte del Duero, (b) En el caso de que sus poblaciones permitan su aprovechamiento y, además, para protección de fauna salvaje autóctona protegida, daños sobre bienes y propiedades, razones de salud y seguridad pública.

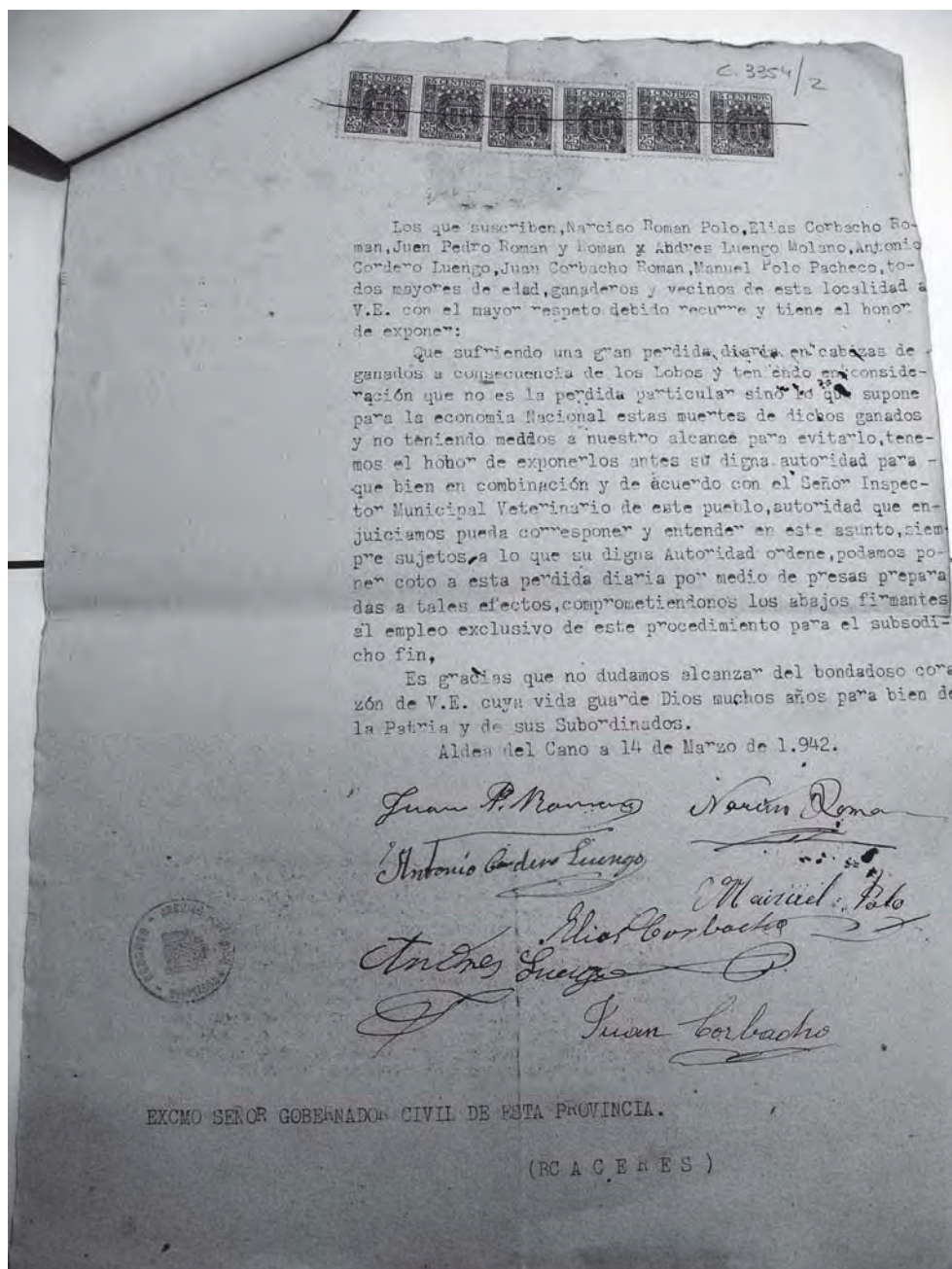
Apéndice 2. Revisión histórica de la lucha contra los depredadores en España

Justificantes de capturas de *animales dañinos* enviados al Gobernador Civil de Cáceres entre: 1908 – 1924



Apéndice 2.1. Justificante enviado por los Alcaldes de un municipio de Cáceres al Gobernador civil informando de las capturas de *animales dañinos*.

Expedientes autorización de batidas para la destrucción de *animales dañinos* entre: 1934 - 1966



Apéndice 2.2. Instancia de los ganaderos o dueños de fincas solicitando autorización al Gobernador civil para la celebración de una batida.

Adjunto tengo el honor de remitir a VnE. instancia que presentan en esta Alcaidía los ganaderos vecinos de este pueblo y que en la misma se mencionan para su aprobación si la mereciere.


Dios guarde a VnE. muchos años.

Aldea del Cano a 14 de Marzo de 1.942

El Alcalde.

Antonio Riquelme

EXCMO SEÑOR Gobernador Civil de esta Provincia.
(C A C E R E S)



Apéndice 2.3. Solicitud para la autorización de batida remitido al Gobernador civil por la Alcaldía.

1149

3. 2.

Espero de VnE. tenga a bien participar a este Gobierno, a la mayor brevedad posible, si es exacto que los lobos causan daños en la ganadería del término Municipal de ALDEA DEL CANO. con el fin de poder proveer sobre la petición de autorización que para dar batidas a dicha clase de animales dañinos, tiene solicitada de este Gobierno el Sr. Alcalde de referida localidad.


Por Dios. España y su Revolución Nacional-Sindicalista.

CACERES. 17 de Marzo de 1.942.

EL GOBERNADOR CIVIL.

Sr. Primer Jefe de la Comandancia de la Guardia Civil.

C A C E R E S.



Apéndice 2.4. Solicitud de informe sobre la conveniencia de realizar batidas remitido al Jefeatura de la Guardia Civil por el Gobernador civil.

• 2000

AIDBA DEL GANC.

Apéndice 2.6. Autorización del Gobernador civil de la provincia de Cáceres para la celebración de una batida de lobos.

Apéndice 2.6. Autorización del Gobernador civil de la provincia de Cáceres para la celebración de una batida de lobos.

Apéndice 2.7. (Continuación).

100

ams.

38

39.
4186

Remito a V. S. la adjunta instancia documentada que ha elevado a este Gobierno D. ANDRÉS SÁNCHEZ TORRES, vecino de esta Capital, solicitando autorización para emplear cebos en venenados en sus fincas denominadas "MORTERO", "ATOQUEO" y "ACRITUNILLA", sitas en el término municipal de esta Ciudad, por el mucho daño que vienen ocasionando los lobos en los ganados que pastan en citadas fincas; a fin de que a la mayor brevedad posible se me informe sobre el contenido de la instancia de referencia y si estima o no conveniente acceder a lo solicitado, con devolución de la misma a este Gobierno a los efectos que en definitiva procedan.

Por Días, España y su Revolución Nacional.
Sindicatista.
CACERES, 14 de mayo de 1945.
EL GOBERNADOR CIVIL.



Sr. Primer Jefe de la Comandancia de la Guardia Civil,

CACERES.-

Apéndice 28. Solicitud de informe sobre la conveniencia de la colocación de cebos envenenados, remitido a la Jefatura de la Guardia Civil por el Gobernador civil.

Excmo. Señor:

En contestación a su respetado escrito del negociado 39, número 4186, de fecha 14 del anterior, tengo el honor de participarle que, según me informa el Sr. D. Andrés Sánchez Torres, vecino de esta Capital, el Sr. D. Andrés Sánchez Torres, vecino de esta Capital, solicita autorización para emplear cebos envenenados en sus fincas denominadas "MORTERO", "ATOQUEO" y "ACRITUNILLA", que se refiere la instancia autorizada por el vecino de esta Capital D. ANDRÉS SÁNCHEZ TORRES, que acompañaba a su citado escrito y que se devuelve, están causando graves daños en la ganadería los lobos, considerando sería conveniente la colocación de cebos envenenados para su destrucción, como medio más eficaz para el exterminio de dichas alimañas. Días guaita a V. S. muchos años. Caceres, a 22 de mayo de 1945. El Sr. Coronel Primer Jefe,

P. A. Y O.

El Comandante Segundo Jefe.

Andrés Sánchez Torres



Excmo. Señor Gobernador Civil de la Provincia de

CACERES

Apéndice 29. Informe remitido al Gobernador civil por la Jefatura de la Guardia Civil sobre la conveniencia de la colocación de cebos envenenados.

Con esta fecha digo al Sr. Alcalde Presidente-
39. te del Excmo. Ayuntamiento de esta Capital,
4611-4616 lo siguiente:

" Vista la instancia que con fecha 11 del actual ha elevado a este Gobierno D. ANTONIO SANCHEZ TORRES, vecino de esta Capital, solicitando autorización para emplear cebos envenenados en sus fincas hermanas "EL MOLINO" "EL MOLINO" y "ACERU- NILLA", situas en el término municipal de esta Ciu- dad, por el hecho de que vienen ocasionando los daños en los campos que pueban en citadas fincas, y visto el informe emitido por la Guardia Civil, dando como exactos los datos de referencia y la conveniencia de utilizar, en evitación de los mie- mos, el procedimiento antes indicado:

He acordado autorizar la autorización soli- citada, previa la adopción de cuantas medidas de precaución aconsejen las disposiciones vigentes y en especial la Ley de Caza, para la seguridad y conservación de las personas y de las propieda- des, el modo, la duración, el orden y la marcha de la operación y todas las demás que sean neces- rias para asegurar la regularidad y evitar los peligros y los inconvenientes, todo ello bajo el control de la Guardia Civil. Asimismo las opera- ciones del envenenamiento serán dirigidas por per- sonas peritas y se anunciarán durante tres días consecutivos por medio de Bando, para general co- nocimiento ."

Lo que traslado a V.S. para su conociemien- to y consiguientes efectos.
For Dios, España y su Revolución Nacional
Sindicalista.

CA-

Apéndice 2.10. Autorización del Gobernador civil de la provincia de Cáceres para la colocación de cebos envenenados.

Expedientes autorización de colocación de cebos envenenados durante la Extinción organizada: JPEADyPC



Apéndice 2.11. (Continuación).

INFORME DE LA HERMANDAD SINDICAL.- Visto cuanto se dice en la precedente instancia y enterado por el Servicio de Guardia Rural, de la necesidad de usar de medios que eliminen las alimañas de citada finca, considerando de toda urgencia el empleo de productos que así lo consigan en bien y defensa de la ganadería del término Municipal, el Jefe de esta Entidad Sindical, con sidera no solo necesario sino que preciso se le autorice, con los requisitos establecidos para estos casos, no obstante el Superior criterio, de ese Gobierno Civil.

Alia 20 de Agosto de 1961.
El Presidente de la Hermandad
Sindical de Labradores y Ganaderos.



Martín Muñoz

Excmo. Sr. Gobernador Civil de la Provincia de
Málaga.

Apéndice 2.11. Instancia de los ganaderos o dueños de fincas solicitando
autorización al Gobernador Civil para la colocación de cebos envenenados.

MINISTERIO DE AGRICULTURA
DIRECCION GENERAL DE MONTES, CAZA Y PESCA FLUVIAL
SUBDIRECCION DE MONTES Y POLITICA FORESTAL

PLAZA DE ARABICA, 1.º - TELÉFONO 168

JUNTA PROVINCIAL DE EXTINCION DE ANIMALES DAÑINOS Y PROTECCION A LA CAZA

BOFEO, P. 12.3. - 22-8-963
ASUNTO: Colocación cebos envenenados

18355
EXCMO. SR.: 3359

Contesto a su escrito de la referencia, en relación con la petición formulada a V.E. por D. JACINTO DIAZ SAUCE, vecino de Alia, solicitando autorización para colocar cebos envenenados en la finca de su propiedad, sita en el paraje denominado SIYADILLOS, a fin de poder exterminar a los lobos y otras alimañas que vienen causando daños en la ganadería, para lo que por parte de esta Junta, y siempre que estas operaciones se lleven a cabo conforme a lo dispuesto en la vigente Ley de Caza, no existen inconvenientes en que se realicen.

V.E. no obstante resolverá.

Dios guarde a VdE. muchos años.
Caceres, 26 de agosto de 1.963.

EXCMO. SR. GOBERNADOR CIVIL DE LA PROVINCIA DE CACERES

GOBIERNO DE LA JUNTA PROVINCIAL DE EXTINCION DE ANIMALES DAÑINOS

EXCMO. SR. GOBERNADOR CIVIL DE LA PROVINCIA DE CACERES

(Núm. L.N.E. 1811-A-7)

O.P. 12.3.

8116

Remito a V.S. la adjunta instancia suscrita por D. JACINTO DIAZ SAUCE, vecino de ALIA, solicitando autorización para colocar cebos envenenados en la finca de su propiedad sita en el paraje denominado "SIYADILLOS", del término municipal de citada localidad, por los motivos que en dicha instancia indica, a fin de que por esa Jefatura se me informe, sobre la procedencia de lo solicitado, con devolución de la instancia de referencia a este Gobierno para la resolución procedente.

Dios guarde a V.S. muchos años
Caceres, 22 de Agosto de 1.963.
EL GOBERNADOR CIVIL, Ints.



Sr. Primer Jefe de la 106 Comandancia de la Guardia Civil,
CACERES.-

Apéndice 2.13. Solicitud de informe sobre la conveniencia de colocar cebos envenenados remitido al Jefe de la Guardia Civil por el Gobernador civil.

Apéndice 2.12. Solicitud para la autorización de colocación de cebos envenenados remitida al Gobernador civil por la JPEADyPC.



Bromo. Señor:

En contestación a su respetado escrito del Negociado O.P. 12.3, número 8116 de fecha 22 del actual, y con devolución de la instancia que al mismo acompañaba, tengo el honor de participarle a V.E. que de la información practicada al efecto se ha podido comprobar la existencia de alimañas en la finca "Silvados", enclavada en el término municipal de Alía, debido a los estragos que vienen causando en el ganado, sobre todo en las crías del ovino por lo que el jefe que tiene el honor de informar, estima conveniente se autorice al solicitante DON JACINTO DIAZ SAUCES, propietario de indicada finca para colocar cebos envenenados en lugares adecuados, lo que pondría en práctica con las formalidades que previene el artículo 42 de la Ley de Caza y 68 del Reglamento para su aplicación, previo control por las fuerzas de este Cuerpo, salvo el más elevado parecer de su superior Autoridad.

Dios guarde a V.E. muchos años
Cáceres, 30 de Agosto de 1963
EL COMANDANTE PRIMER JEFE ACTUAL



Gobernador Civil de la Provincia. -

P L A Z A



Apéndice 2.14. Informe remitido al Gobernador civil por la Jefatura de la Guardia Civil sobre la conveniencia de colocar cebos envenenados.

Que esta fecha digo a D. JACINTO DIAZ SAUCES, vecino de Alía, lo siguiente:

Cal. 12.3.
8627 del 29

Visto la instancia que con fecha 20 de agosto último ha elevado a este Gobierno, solicitando autorización para colocar cebos envenenados en la finca de su propiedad, sito en el paraje denominado "Silvados", del término municipal de Alía, localida, por los daños que vienen causando las alimañas en la ganadería de dicha finca, y visto que los informes emitidos en relación a dicha petición.

No acordado CONVENIR: la autorización de las autoridades por la categoría de cerados notificados en prevención de plagas las disposiciones vigentes, y en su virtud, para la autorización y conservación de las propiedades y de las personas, al auto, la guardia, el orden y la marcha de la operación y todas las demás que sean necesarias para asegurar la seguridad y evitar los peligros y los inconvenientes, todo ello bajo el control de la Guardia Civil.

Asimismo las operaciones de envenenamiento serán dirigidas por personas peritas y se autoriza durante tres días consecutivos, por medio de bandos, para general conocimiento.

Lo digo a V.E. para su conocimiento y cumplimiento. Lo que participo a V.S. para su conocimiento y el de la fuerza de su mando que estime conveniente, a los consiguientes efectos de vigilancia.

Dios guar---



Apéndice 2.15. Autorización del Gobernador civil de la provincia de Cáceres para la colocación de cebos envenenados.

GOBIERNO CIVIL DE LA PROVINCIA.

CIRCULAR

Lo que se hace público en este Periódico Oficial, para general conocimiento y consiguientes efectos.

Cáceres 6 de Septiembre de 1.963.- El Gobernador Civil, Ints.-ANTONIO PALAO HERNANDEZ.-

INSTRATE

Apéndice 2.16. Publicación en el Periódico Oficial de la autorización para la colación de cebos envenenados.

Expedientes autorización de colocación de cebos envenenados durante la Extinción organizada: ICONA

1.1.

9.445

Recibido en este Gobierno Civil su oficio nº 6045, del día 28 de junio pasado, al que acompaña por triplicado ejemplar propuesta de resolución para la colocación de cebos envenenados "COMAROX", en el coto privado de caza CC-10-877, denominado "La Generala", del término municipal de Cáceres, propiedad de D. MARIO GUTIÉRREZ PÉREZ DE LA CRUZ, Partido a V.S. que este Gobierno muestra su conformidad a la resolución de referencia, devolviendo dos ejemplares de la misma para la tramitación del expediente, debidamente visados por mi Autoridad.

Dios guarde a V.S.
Cáceres, 8 de Julio. 1.982
EL GOBIERNO CIVIL,



Sr. Ingeniero Jefe del Servicio Provincial del Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza.

CÁCERES.-

MINISTERIO DE AGRICULTURA
Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza

SERVICIO PROVINCIAL DE CÁCERES

014046 07.7.82

REINTEGRAMENTO

SI RECIBO

ASUNTO: Extinción de animales dañinos.



EXCMO. SR:

Con la presente le acompaño, por triplicado, ejemplar de propuesta de resolución para la colocación de cebos envenenados "COMAROX", en el coto privado de caza CC-10-877, denominado "La Generala", enclavado en el término municipal de CÁCERES, y por el que se autoriza al Sr. D. MARIO GUTIÉRREZ PÉREZ DE LA CRUZ, propietario de la finca, a colocar los cebos envenenados en la zona de referencia, para la extinción de referenda, y nos devuelva los ejemplares para la tramitación del expediente.

Informamos a V.S. que por parte de este Servicio de Inspección de Caza, se ha acordado la colocación de cebos envenenados, toda vez que se autoriza su colocación en el interior de fincas, y que, dado su poder selectivo, no deberá causar peligro a las personas que se encuentren en las mismas, y a los animales domésticos que se encuentren en las mismas.

Consta en el expediente de referencia, escrito firmado por el Sr. D. MARIO GUTIÉRREZ PÉREZ DE LA CRUZ, en el que se solicita la colocación de cebos envenenados en la zona de referencia, para la extinción de referenda, y nos devuelva los ejemplares para la tramitación del expediente, y nos devuelva los ejemplares para la tramitación del expediente.

Dios guarde a V.S.
Cáceres, 28 de Junio de 1.982.
EL GOBIERNO CIVIL,



EXCMO. SR. GOBIERNO CIVIL DE LA PROVINCIA DE CÁCERES.

<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Apéndice 2.17. Remisión de la solicitud para la colocación de cebos envenenados recibida en el Gobierno civil al ICONA.

Apéndice 2.18. Autorización para la colocación de cebos envenenados emitida por el ICONA.

Relaciones de capturas de animales dañinos

8.5762.8(F-29)

MINISTERIO DE AGRICULTURA
DIRECCION GENERAL DE MONTES, CAZA Y PESCA FLUVIAL
SUBDIRECCION DE MONTES Y POLITICA FORESTAL
JUNTA PROVINCIAL DE EXERCICIO DE ANIMALES DAÑINOS
DISTRITO FORESTAL DE JAFN
JEFATURA DE JAFN
JOSÉ MORALES, 7.- TEL. 403

En el día 24 de 9-
ASUNTO: Estadísticas - 1962.
animales dañinos.

En cumplimiento de lo interesado en escrito mencionado, a continuación se relaciona el número y clase de animales dañinos capturados en esta provincia durante el año 1.961:

Enanos	11
Aguilas reales	3
Gatos monteses	2
Total	16

correspondiendo a los términos municipales de Beas de Segura, Jaén y Orcera.

Dios guarde a V. I. muchos años.

Jaén, 17 de Mayo de 1.962.

EL INGENIERO JEFE ACCIDENTAL, PRECIDENTE

José Fernández
Pdo. José Miguel Fernández-Almagro Pdo.

Director. Jefe del Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza. - Goya, 25 - MADRID - 1

(Min. U. N. E. 10.000.4.3)

Certificados individuales de capturas de *animales dañinos*



14/8

Apéndice 2.20. Certificados de capturas presentadas en la JPEADyPC.



Apéndice 2.21. Certificados de captura presentadas en las Alcaldías, y posteriormente enviados a la JPEADyPC.

Disolución de las JPEADyPC

Comité Provincial de Extinción de Animales Daninos y Protección a la Caza
ACTA N° 21. de disolución de la Junta

Reunidos en Salamanca, en la Velatura del
distrito frontal, el día 7 de Noviembre de 1961, a
las 11 horas de la mañana, lo que al margen.
expresar, se procedió a la Celebración de la
reunión por la que se les había convocado.

Por el Sr. Presidente se dio la bienvenida
y se saludó a los Sr. Vocales asistentes a la Sesión.
Cuando leída el acta anterior por el Sr. Secretario y aprobada por unanimidad, levantada
actuación en un amplio cambio de im-
presiones.

El Sr. Presidente dió cuenta a los Sr. Vocas del oficio recibido el que copiado textualmente dice así:

"En virtud del Decreto de 8 de Mayo del año en curso, en virtud a que me d^oijo ha quedado disuelta e incorporada en Comisión Solerade de Asunto Económico, dependiente de la ad^oservicio Técnico a la brevedad.

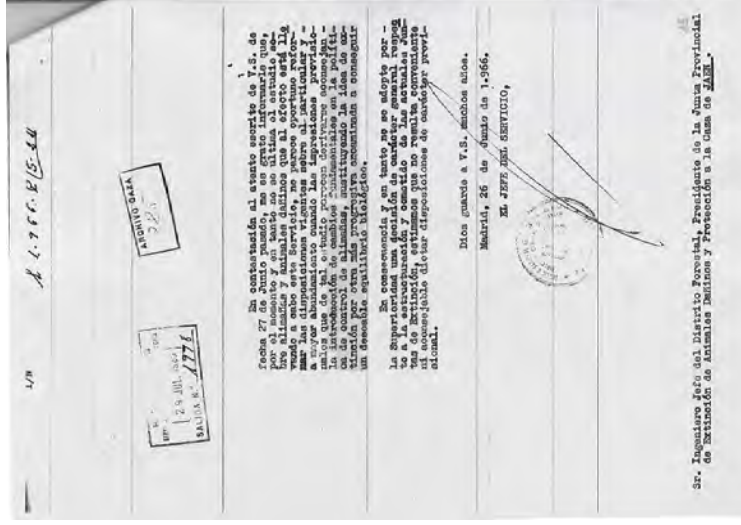
la primera.

Para cumplimiento de las Delitos en
el área del Pontino de la Presidencia e
relación con la que se provee en el Boletín
de información, adjunto remito a V. E.
el expediente para que en el caso de que
dada la falta de cumplimiento y montón
a esta Secretaría a fin de darle el curso
correspondiente".

Acordándose a tal fin que se dió el
la citada Junta, con esta misma fecha
de 7 de Noviembre de 1961

Job. 3.

Apéndice 2.22. Acta de Disolución de la *JPEAD₇PC* de Salamanca.



Apéndice 2.23 Carta del Jefe del *SNPIyC* dirigida al ingeniero jefe del distrito forestal de Jaén en respuesta al proyecto de reforma del Reglamento de la *IPEADyPC* de esta provincia.

Apéndice 3. Análisis del estado actual del empleo de venenos en España

Apéndice 3.1. Número de eventos de envenenamiento y de individuos afectados por especie. En el caso de que no se especifica la especie aparece como: s.e. (sin especificar).

Nombre común	Nombre científico	Nº de eventos	Nº de afectados
Canívoros			
Lobo	<i>Canis lupus</i> (Linnaeus, 1758)	50	63
Zorro	<i>Vulpes vulpes</i> (Linnaeus, 1758)	386	554
Comadreja	<i>Mustela nivalis</i> (Linnaeus, 1766)	2	2
Visón	(s.e.)	1	8
Turón	<i>Mustela putorius</i> (Linnaeus, 1758)	5	6
Marta	<i>Martes martes</i> (Linnaeus, 1758)	5	9
Garduña	<i>Martes foina</i> (Erxleben, 1777)	44	53
Tejón	<i>Meles meles</i> (Linnaeus, 1758)	41	44
Nutria	<i>Lutra lutra</i> (Linnaeus, 1758)	8	8
Oso pardo	<i>Ursus arctos</i> (Linnaeus, 1758)	5	6
Meloncillo	<i>Herpestes ichneumon</i> (Linnaeus, 1758)	13	25
Gineta	<i>Genetta genetta</i> (Linnaeus, 1758)	51	65
Gato montés	<i>Felis silvestres</i> (Schreber, 1777)	30	33
Lince ibérico	<i>Lynx pardinus</i> (Temminck, 1827)	1	1
Otros mamíferos			
Erizo	(s.e.)	22	31
Musaraña	(s.e.)	1	1
Murciélago común	(s.e.)	1	10
Murciélago rabudo	<i>Tadarida teniotis</i> (Rafinesque, 1814)	1	3
Jabalí	<i>Sus scrofa</i> (Linnaeus, 1758)	22	26
Ciervo	<i>Cervus elaphus</i> (Linnaeus, 1758)	1	2
Corzo	<i>Capreolus capreolus</i> (Linnaeus, 1758)	1	4
Rebeco	<i>Rupicapra pyrenaica</i> (Bonaparte, 1845)	2	2
Cabra montés	<i>Capra pyrenaica</i> (Schinz, 1838)	3	5

Apéndice 3.1. (Continuación).

Nombre común	Nombre científico	Nº de eventos	Nº de afectados
Otros mamíferos			
Ardilla común	<i>Sciurus vulgaris</i> (Linnaeus, 1758)	2	3
Lirón careto	<i>Eliomys quercinus</i> (Linnaeus, 1766)	7	12
Rata	(s.e.)	4	4
Ratón	(s.e.)	10	22
Liebre	(s.e.)	21	29
Conejo	<i>Oryctolagus cuniculus</i> (Linnaeus, 1758)	17	26
Rapaces			
Abejero europeo	<i>Pernis apivorus</i> (Linnaeus, 1758)	1	1
Milano negro	<i>Milvus migrans</i> (Boddaert, 1783)	282	636
Milano real	<i>Milvus milvus</i> (Linnaeus, 1758)	441	645
Milano	(s.e.)	18	56
Quebrantahuesos	<i>Gypaetus barbatus</i> (Linnaeus, 1758)	11	12
Alimoche común	<i>Neophron percnopterus</i> (Linnaeus, 1758)	138	175
Buitre negro	<i>Aegypius monachus</i> (Linnaeus, 1766)	216	376
Buitre leonado	<i>Gyps fulvus</i> (Hablizl, 1783)	535	1247
Culebrera europea	<i>Circus gallicus</i> (Gmelin, 1788)	9	10
Aguilucho occidental	lagunero <i>Circus aeruginosus</i> (Linnaeus, 1758)	26	28
Aguilucho cenizo	<i>Circus pygargus</i> (Linnaeus, 1758)	20	32
Aguilucho	(s.e.)	2	3
Azor común	<i>Accipiter gentilis</i> (Linnaeus, 1758)	5	6
Gavilán común	<i>Accipiter nisus</i> (Linnaeus, 1758)	11	11
Busardo ratonero	<i>Buteo buteo</i> (Linnaeus, 1758)	142	187
Águila imperial ibérica	<i>Aquila adalberti</i> (Brehm, 1861)	67	76
Águila real	<i>Aquila chrysaetos</i> (Linnaeus, 1758)	97	122
Aguililla calzada	<i>Hieraaetus pennatus</i> (Gmelin, 1788)	26	28
Águila-azor perdicera	<i>Hieraaetus fasciata</i> (Vieillot, 1822)	20	25
Águila pescadora	<i>Pandion haliaetus</i> (Linnaeus, 1758)	6	6

Apéndice 3.1. (Continuación).

Nombre común	Nombre científico	Nº de eventos	Nº de afectados
Rapaces			
Águila	(s.e.)	2	2
Cernícalo primilla	<i>Falco naumanni</i> (Fleischer, 1818)	9	43
Cernícalo vulgar	<i>Falco tinnunculus</i> (Linnaeus, 1758)	24	32
Alcotán europeo	<i>Falco subbuteo</i> (Linnaeus, 1758)	3	3
Halcón peregrino	<i>Falco peregrinus</i> (Tunstall, 1771)	2	2
Lechuza común	<i>Tyto alba</i> (Scopoli, 1769)	12	21
Autillo europeo	<i>Otus scops</i> (Linnaeus, 1758)	3	3
Búho real	<i>Bubo bubo</i> (Linnaeus, 1758)	39	49
Mochuelo europeo	<i>Athene noctua</i> (Scopoli, 1769)	2	2
Cárabo común	<i>Strix aluco</i> (Linnaeus, 1758)	1	1
Búho chico	<i>Asio otus</i> (Linnaeus, 1758)	4	6
Búho campestre	<i>Asio flammeus</i> (Pontoppidan, 1763)	1	1
Halcón	(s.e.)	1	1
Halcón gerifalte	<i>Falco rusticolus</i> (Linnaeus, 1758)	1	1
Rapaces sin determinar	(s.e.)	23	74
Córvidos			
Arrendajo	<i>Garrulus glandarius</i> (Linnaeus, 1758)	2	2
Rabilargo	<i>Cyanopica cyanus</i> (Bonaparte, 1850)	6	11
Urraca	<i>Pica pica</i> (Linnaeus, 1758)	16	25
Chova piquirroja	<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i> (Linnaeus, 1758)	1	1
Grajilla	<i>Corvus monedula</i> (Linnaeus, 1758)	2	2
Graja	<i>Corvus frugilegus</i> (Linnaeus, 1758)	2	2
Corneja	<i>Corvus corone</i> (Linnaeus, 1758)	9	10
Cuervo	<i>Corvus corax</i> (Linnaeus, 1758)	38	50
Córvido	(s.e.)	172	466
Otras aves			
Zampullín chico	<i>Tachybaptus ruficollis</i> (Pallas, 1764)	2	2
Pardela cenicienta	<i>Calonectris diomedea</i> (Scopoli, 1769)	1	1

Apéndice 3.1. (Continuación).

Nombre común	Nombre científico	Nº de eventos	Nº de afectados
Otras aves			
Garcilla bueyera	<i>Bubulcus ibis</i> (Linnaeus, 1758)	6	12
Garceta común	<i>Egretta garzetta</i> (Linnaeus, 1766)	2	9
Garza real	<i>Ardea cinerea</i> (Linnaeus, 1758)	14	21
Garceta grande	<i>Egretta alba</i> (Linnaeus, 1758)	1	1
Grulla	(s.e.)	5	6
Cigüeña negra	<i>Ciconia nigra</i> (Linnaeus, 1758)	10	17
Cigüeña común	<i>Ciconia ciconia</i> (Linnaeus, 1758)	46	79
Ánade friso	<i>Anas strepera</i> (Linnaeus, 1758)	2	4
Ánade azulón o real	<i>Anas platyrhynchos</i> (Linnaeus, 1758)	5	8
Cerceta pardilla	<i>Marmaronetta angustirostris</i> (Menetries, 1832)	1	1
Porrón europeo	<i>Aythya ferina</i> (Linnaeus, 1758)	1	1
Porrón moñudo	<i>Aythya fuligula</i> (Linnaeus, 1758)	1	1
Perdiz roja	<i>Alectoris rufa</i> (Linnaeus, 1758)	24	102
Codorniz	<i>Coturnix coturnix</i> (Linnaeus, 1758)	2	2
Focha común	<i>Fulica atra</i> (Linnaeus, 1758)	2	10
Avutarda	<i>Otis tarda</i> (Linnaeus, 1758)	5	5
Alcaraván	<i>Burhinus oedicnemus</i> (Linnaeus, 1758)	1	1
Gaviota patiamarilla	<i>Larus cachinnans</i> (Pallas, 1811)	2	2
Gaviota	(s.e.)	7	27
Paloma	(s.e.)	82	669
Tórtola	(s.e.)	2	2
Chotacabras	(s.e.)	1	2
Abejaruco común	<i>Merops apiaster</i> (Linnaeus, 1758)	8	27
Pito real	<i>Picus viridis</i> (Linnaeus, 1758)	1	1
Cogujada	(s.e.)	1	1
Bisbita común	<i>Anthus pratensis</i> (Linnaeus, 1758)	1	1
Petirrojo	<i>Erithacus rubecula</i> (Linnaeus, 1758)	4	4

Apéndice 3.1. (Continuación).

Nombre común	Nombre científico	Nº de eventos	Nº de afectados
Otras aves			
Tarabilla común	<i>Saxicola torquatus</i> (Linnaeus, 1766)	1	1
Mirlo	(s.e.)	9	13
Zorzal	(s.e.)	5	7
Curruca capirotada	<i>Sylvia atricapilla</i> (Linnaeus, 1758)	1	6
Estornino	(s.e.)	9	56
Gorrión común	<i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758)	6	89
Pinzón vulgar	<i>Fringilla coelebs</i> (Linnaeus, 1758)	1	6
Verdecillo	<i>Serinus Serenus</i> (Linnaeus, 1766)	2	12
Verderón	(s.e.)	1	1
Jilguero	<i>Carduelis carduelis</i> (Linnaeus, 1758)	3	44
Pardillo común	<i>Carduelis cannabina</i> (Linnaeus, 1758)	2	89
Faisán común	<i>Phasianus colchicus</i> (Linnaeus, 1758)	1	1
Ave	(s.e.)	1	40
Anfibios			
Rana bermeja	<i>Rana temporaria</i> (Linnaeus, 1758)	1	2
Reptiles			
Camaleón	<i>Chamaeleo chamaeleon</i> (Linnaeus, 1758)	1	1
Culebra bastarda	<i>Malpolon monspessulanus</i> (Hermann, 1809)	1	2
Culebra	(s.e.)	2	4
Lagartija colilarga	<i>Psammodromus algirus</i> (Linnaeus, 1758)	1	2
Lagarto ocelado	<i>Timon lepidus</i> (Daudin, 1802)	17	25
Peces		17	87
Invertebrados		8	13
Animales domésticos			
Perro	<i>Canis lupus familiaris</i> (Linnaeus, 1758)	1.130	2.026
Gato doméstico	<i>Felis silvestres catus</i> (Schreber, 1775)	165	312
Oveja	<i>Ovis orientalis aries</i> (Linnaeus, 1758)	25	100

Apéndice 3.1. (Continuación).

Nombre común	Nombre científico	Nº de eventos	Nº de afectados
Animales domésticos			
Cabra	<i>Capra aegagrus hircus</i> (Linnaeus, 1758)	12	55
Gallina	<i>Gallus gallus domesticus</i> (Linnaeus, 1758)	6	10
Cerdo	<i>Sus scrofa domestica</i> (Linnaeus, 1758)	5	8
Vaca	<i>Bos primigenius taurus</i> (Linnaeus, 1758)	4	9
Caballo	<i>Equus ferus caballus</i> (Linnaeus, 1758)	1	1

Apéndice 3.2. Número de eventos de envenenamiento en los que se detectaron diferentes compuestos químicos entre 1979 y 2010 en España. Los compuestos aparecen ordenados según su uso y la familia química a la que pertenecen.

Uso	Familia	Compuesto	Nº de eventos
Fungicidas	Fenoles	4-cloro-3-metilfenol	1
	Organoclorados	Hexaclorobenceno	1
	Quinoleínas	Etoxiquin	1
Herbicidas	Bipiridílicos	Diquat	2
		Paraquat	2
	Tiocarbamatos	Tiobencarb	5
Insecticidas	Carbamatos	Aldicarb	1.164
		Aldicarb sulfoxido	4
		Carbaryl	9
		Carbofurano	722
		Fenoxicarb	1
		Isoproc carb	1
		Metomilo	124
		Oxamilo	3
		Pirimicarb	1
		Propoxur	2
		Tiodicarb	10
		2-fenilfenol	1
	Fenoles	2-fenilfenol	1
		DDE	10
		Endosulfan	28
		Hexaclorobenceno	1
	Organofosforados	Lindano	16
		Clorfenvinfos	39
		Clorpirifos	22
		Coumafos	5
		Demeton	4
		Diazinon	10
		Diclorvos	4

Apéndice 3.2. (Continuación).

Uso	Familia	Compuesto	Nº de eventos
Insecticidas	Organofosforados	Dimetoato	10
		Disulfoton	2
		Etion	2
		Fenamifos	8
		Fenitrothion	5
		Fention	62
		Fonofos	2
		Forato	1
		Fosfamidon	1
		Fosmet	1
		Isofenfos	1
		Malation	12
		Mecarbam	3
		Metamidofos	54
		Metil Paration	6
		Metil pirimifos	4
		Monocrotofós	6
		Paration	18
		Etil Paration	6
		Terbufos	9
	Piretroides	Allethrin	1
		Cihalotrín	2
		Cipermetrina	1
		Deltametrina	4
Molusquicidas	Carbamatos	Metiocarb	43
	Aldehídos	Metaldehído	4

Apéndice 3.2. (Continuación).

Uso	Familia	Compuesto	Nº de eventos
Rodenticidas	Acetal clorado	Cloralosa	4
		Estricnina	197
		Brodifacoum	11
	Cumarinas	Bromadiolona	22
		Coumatetralyl	3
		Difenacoum	11
		Flocumafen	6
		Clorofacinona	3
		Difacinona	3
Compuestos inorgánicos		Arsénico	9
		Azufre	1
		Cianuro	7
Otros		Barbitúricos	1
		Fenobarbital	10
		Ionol	1
		Ketamina	2
		Pentobarbital	2
		Piperidona	2

Apéndice 3.3. Variables predictoras, y sus factores asociados, empleadas para modelar la distribución de las presencias / ausencias de las siguientes especies de caza menor y de caza mayor en España peninsular por cuadrículas UTM de 10x10km.

Código	Factores y variables
Espacial	
<i>Lat</i>	Latitud geográfica de la cuadrícula UTM de 10x10km (° N)
<i>Long</i>	Longitud geográfica de la cuadrícula UTM de 10x10km (° E)
Topografía	
<i>Alti</i>	Altitud media (m) ¹
<i>Pend</i>	Pendiente (°) (calculado a partir la altitud)
<i>Perm</i>	Permeabilidad del suelo ²
<i>Esco</i>	Escorrentía media anual (mm) ²
<i>OrS</i>	Grado de orientación al sur ³
<i>OrE</i>	Grado de orientación al oeste ³
Actividad humana	
<i>Daut</i>	Distanciación a autopistas más próximas (km) ¹
<i>U100</i>	Distancia a un centro urbano de más de 100.000 habitantes (km) ¹
<i>U500</i>	Distancia a un centro urbano de más de 500.000 habitantes (km) ¹
<i>DPob</i>	Densidad de población (nº de personas / km²) ⁴
Climático ⁵	
<i>Prec</i>	Precipitación media anual (mm)
<i>HEne</i>	Humedad relativa media en enero a las 07:00 h (%)
<i>HJul</i>	Humedad relativa media en julio a las 07:00 h (%)
<i>Inso</i>	Insolación media anual (h / año)
<i>RadS</i>	Radiación solar global media anual (kWh/m²/día)
<i>TEne</i>	Temperatura media de enero (° C)
<i>TJul</i>	Temperatura media de julio (° C)
<i>TMed</i>	Temperatura media anual (° C)
<i>ETP</i>	Evapotranspiración potencial media anual (mm)
<i>ETR</i>	Evapotranspiración real media anual (mm) (= min[ETP; Prec])
<i>PM24</i>	Precipitación máxima en 24 h (mm)
<i>PMR</i>	Precipitación máxima relativa (= PM24 / Prec)
<i>VHum</i>	Variación anual de humedad relativa (%) (= HEne – Hjul)
<i>ITem</i>	Variación anual de temperatura (°C) (= TJul - TEne)
<i>ICon</i>	Índice de continentalidad
<i>IHum</i>	Índice de humedad

Fuentes: ¹ United States Geological Survey (1996), ² Instituto Geológico y Minero de España (1979), ³ basado en el modelo digital del terreno de Farr y Kobrick (2000), ⁴ Oak Ridge National Laboratory (2001) y ⁵ Font (1983, 2000).

Apéndice 3.4. Variables significativas, con una Tasa de Descubrimiento Falso de $q < 0,05$ para cada una de las especies de caza menor: *Alectoris rufa* (1), *Lepus granatensis* (2) y *Oryctolagus cuniculus* (3), y de caza mayor: *Capreolus capreolus* (4), *Capra pyrenaica* (5), *Cervus elaphus* (6) y *Sus scrofa* (7). Se marcan con el símbolo (✓) las variables seleccionadas por el procedimiento del FDR. Los códigos de las variables como en el Apéndice 3.3.

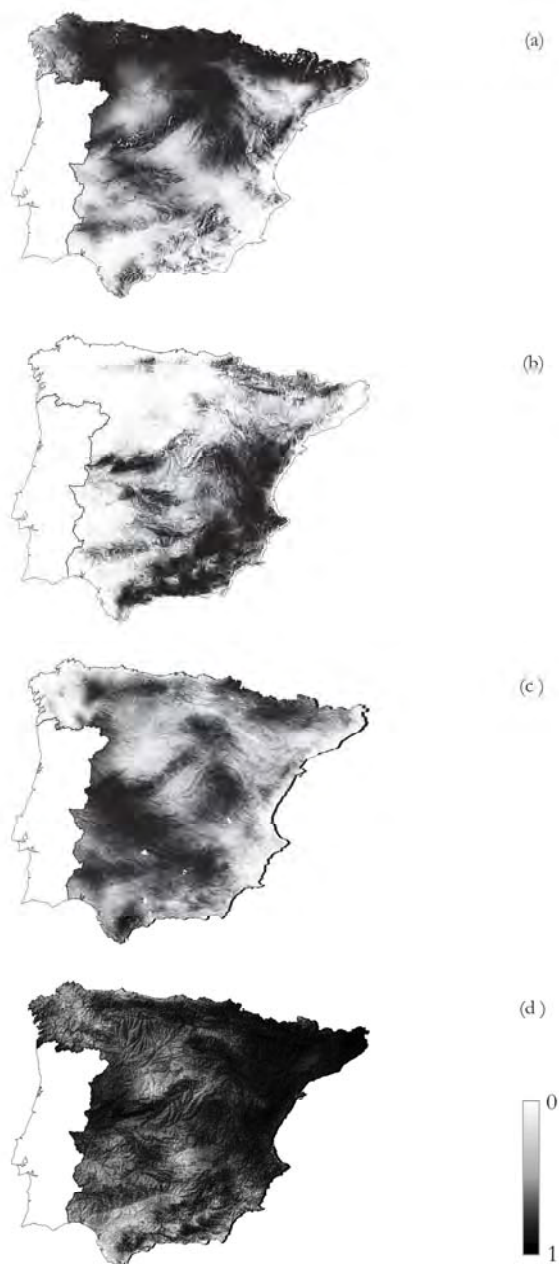
Código	1	2	3	4	5	6	7
<i>Lat</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Long</i>	✓	✓	✓		✓	✓	✓
<i>Lat</i> ²	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Lat</i> ³	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Long</i> ²	✓	✓	✓		✓		✓
<i>Long</i> ³		✓	✓		✓	✓	✓
<i>Lat</i> * <i>Long</i>	✓	✓		✓	✓	✓	✓
<i>Lat</i> ² * <i>Long</i>		✓		✓	✓	✓	✓
<i>Lat</i> * <i>Long</i> ²		✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Alti</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Alti</i> ²			✓	✓	✓	✓	✓
<i>Pend</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Pend</i> ²	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Perm</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	
<i>Esco</i>	✓	✓	✓	✓	✓		
<i>OrS</i>	✓	✓		✓	✓	✓	✓
<i>OrE</i>					✓		✓
<i>DAut</i>	✓	✓		✓	✓	✓	✓
<i>U100</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>U500</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	
<i>DPob</i>	✓	✓		✓	✓	✓	✓
<i>Prec</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>HEne</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>HJul</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Inso</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>RadS</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>TEne</i>	✓		✓	✓		✓	✓
<i>TJul</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>TMed</i>	✓	✓	✓	✓		✓	✓
<i>ETP</i>	✓	✓	✓	✓	✓		✓
<i>ETR</i>	✓	✓	✓	✓		✓	✓
<i>PM24</i>	✓	✓			✓	✓	✓
<i>PMR</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	
<i>VHum</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>ITem</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>ICon</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>IHum</i>	✓	✓	✓	✓		✓	✓

Apéndice 3.5. Ecuaciones de regresión de los modelos de favorabilidad correspondiente a cada especie de caza menor: *Alectoris rufa* (1), *Lepus granatensis* (2) y *Oryctolagus cuniculus* (3), y de caza mayor: *Capreolus capreolus* (4), *Capra pyrenaica* (5), *Cervus elaphus* (6) y *Sus scrofa* (7), en España por cuadrículas de 10x10km. Las variables están ordenadas por orden de entrada en el modelo. Los códigos de las variables como en el Apéndice 3.3

Especie	Modelo	n ₁	n ₀
1	-9,24+0,04Long ² -0,01Lat*Long+0,47Pend-0,02Pend ² +0,55Perm+0,01OrS-3,30,10 ⁻⁰⁴ DPob+3,96.10 ⁻⁰³ ETR+0,15Hene-0,04Hjul+0,12Icon-3,20Hum-1,50.10 ⁻⁰³ Prec+4,27.10 ⁻⁰³ RadS-0,21TEne-0,08VHum	4.365	526
2	-305,77+0,55Long-0,01Long ³ -2,36.10 ⁻⁰³ Lat ³ +11,31Lat+3,35.10 ⁻⁰³ Pend ² +0,25Perm-8,39.10 ⁻⁰⁴ E_sco-0,01U100+4,28.10 ⁻⁰³ U500-2,55.10 ⁻⁰⁴ DPob+0,04HEne+4,99.10 ⁻⁰³ PM24+0,01RadS+0,02VHum-0,19VTem	2.903	2.258
3	8,35+1,79Long+0,49Long ² -0,01Lat*Long ² -2,62.10 ⁻⁰⁷ Alti ² +0,29Perm-0,01U100-2,09.10 ⁻⁰³ ETP+2,68.10 ⁻⁰³ ETR-0,03Hjul+0,14Icon+0,77Hum-1,22.10 ⁻⁰³ Isco-1,06.10 ⁻⁰³ Prec	3.735	1.428
4	-17,96+0,00Lat*Long ² +0,00Lat ² *Long-0,11Lat*Long+4,11.10 ⁻⁰³ Alti-1,91.10 ⁻⁰⁶ Alti ² +0,40Pend-0,02Pend ² -0,13Perm-0,01Daut+0,01U100+3,47.10 ⁻⁰³ U500-0,01ETP+2,80.10 ⁻⁰³ ETR+0,05Hjul+2,13Hum+1,70PMR+0,01RadS+0,17TMed	1.916	3.245
5	-31,81+2,19Long-0,01Long ³ +0,08Lat ² -1,60.10 ⁻⁰³ Lat ³ -1,03.10 ⁻⁰³ Alti+0,74Pend-0,02Pend ² +0,34Perm+2,18.10 ⁻⁰³ E_sco-0,01OrE+0,02DAut-0,10Hjul+0,01Isco-4,61PMR+0,02PM24-0,04RadS-0,49Tjul+0,41Vtem	637	4.524
6	-70,02-0,38Long ² +0,01Lat*Long ² +7,86.10 ⁻⁰⁴ Lat ² *Long-4,34.10 ⁻⁰⁴ Lat ³ +1,73Lat+0,34Pend-0,02Pend ² +0,01OrS+0,01U100+0,01U500+0,06HEne+0,04Icon+2,65Hum+8,49.10 ⁻⁰⁴ Isco+3,20PMR+2,26.10 ⁻⁰³ Prec+0,01RadS+0,12TMed	1.618	3.543
7	-289,42+0,03Long ² -0,16Lat ² +13,13Lat+0,28Pend+0,01OrS-0,01OrE+0,02DAut-2,73.10 ⁻⁰³ U100+0,20HEne-0,06Hjul-0,08Icon+0,98Hum+4,87.10 ⁻⁰³ PM24+0,01RadS+0,22Tene	3.660	1.501



Apéndice 3.6. Modelos de favorabilidad correspondiente a cada especie de caza menor: *Alectoris rufa* (a), *Lepus granatensis* (b) y *Oryctolagus cuniculus* (c), para España peninsular a resolución de 1x1km.



Apéndice 3.7. Modelos de favorabilidad correspondiente a cada especie de caza mayor: *Capreolus capreolus* (a), *Capra pyrenaica* (b), *Cervus elaphus* (c) y *Sus scrofa* (d), para España peninsular a resolución de 1x1km.

Apéndice 3.8. Procedimiento de selección del modelo por pasos basado en el empleado el criterio de información de Akaike. El incremento de AIC (Δ AIC) es el aumento de éste desde el mejor valor de AIC (es decir el AIC más bajo). Los códigos de las variables como en la Tabla 3.6.

Δ AIC	AIC	Modelo
	22.513,18	Nulo
3,289,95	19.223,23	<i>A</i>
1,810,52	17.412,71	<i>A</i> + <i>Lat</i>
529,86	16.882,85	<i>A</i> + <i>Lat</i> + <i>RRap</i>
322,3	16.560,55	<i>A</i> + <i>Lat</i> + <i>RRap</i> + <i>FJab</i>
70,05	16.490,5	<i>A</i> + <i>Lat</i> + <i>RRap</i> + <i>FJab</i> + <i>Fru</i>
80,62	16.409,88	<i>A</i> + <i>Lat</i> + <i>RRap</i> + <i>FJab</i> + <i>Fru</i> + <i>Long</i>
59,63	16.350,25	<i>A</i> + <i>Lat</i> + <i>RRap</i> + <i>FJab</i> + <i>Fru</i> + <i>Long</i> + <i>FCon</i>
59,98	16.290,27	<i>A</i> + <i>Lat</i> + <i>RRap</i> + <i>FJab</i> + <i>Fru</i> + <i>Long</i> + <i>FCon</i> + <i>FCor</i>
62,92	16.227,35	<i>A</i> + <i>Lat</i> + <i>RRap</i> + <i>FJab</i> + <i>Fru</i> + <i>Long</i> + <i>FCon</i> + <i>FCor</i> + <i>RCarn</i>
30,02	16.197,33	<i>A</i> + <i>Lat</i> + <i>RRap</i> + <i>FJab</i> + <i>Fru</i> + <i>Long</i> + <i>FCon</i> + <i>FCor</i> + <i>RCarn</i> + <i>Past</i>
28,07	16.169,26	<i>A</i> + <i>Lat</i> + <i>RRap</i> + <i>FJab</i> + <i>Fru</i> + <i>Long</i> + <i>FCon</i> + <i>FCor</i> + <i>RCarn</i> + <i>Past</i> + <i>MBT</i>
21,42	16.147,84	<i>A</i> + <i>Lat</i> + <i>RRap</i> + <i>FJab</i> + <i>Fru</i> + <i>Long</i> + <i>FCon</i> + <i>FCor</i> + <i>RCarn</i> + <i>Past</i> + <i>MBT</i> + <i>Pnat</i>
20,91	16.126,93	<i>A</i> + <i>Lat</i> + <i>RRap</i> + <i>FJab</i> + <i>Fru</i> + <i>Long</i> + <i>FCon</i> + <i>FCor</i> + <i>RCarn</i> + <i>Past</i> + <i>MBT</i> + <i>PNat</i> + <i>CReg</i>
12,64	16.114,29	<i>A</i> + <i>Lat</i> + <i>RRap</i> + <i>FJab</i> + <i>Fru</i> + <i>Long</i> + <i>FCon</i> + <i>FCor</i> + <i>RCarn</i> + <i>Past</i> + <i>MBT</i> + <i>PNat</i> + <i>CReg</i> + <i>VegEsc</i>
16,34	16.097,95	<i>A</i> + <i>Lat</i> + <i>RRap</i> + <i>FJab</i> + <i>Fru</i> + <i>Long</i> + <i>FCon</i> + <i>FCor</i> + <i>RCarn</i> + <i>Past</i> + <i>MBT</i> + <i>PNat</i> + <i>CReg</i> + <i>VegEsc</i> + <i>ZAgrHet</i>
13,62	16.084,33	<i>A</i> + <i>Lat</i> + <i>RRap</i> + <i>FJab</i> + <i>Fru</i> + <i>Long</i> + <i>FCon</i> + <i>FCor</i> + <i>RCarn</i> + <i>Past</i> + <i>MBT</i> + <i>PNat</i> + <i>CReg</i> + <i>VegEsc</i> + <i>ZAgrHet</i> + <i>FPerR</i>
27,04	16.057,29	<i>A</i> + <i>Lat</i> + <i>RRap</i> + <i>FJab</i> + <i>Fru</i> + <i>Long</i> + <i>FCon</i> + <i>FCor</i> + <i>RCarn</i> + <i>Past</i> + <i>MBT</i> + <i>PNat</i> + <i>CReg</i> + <i>VegEsc</i> + <i>ZAgrHet</i> + <i>FPerR</i> + <i>FLie</i>
11,71	16.045,58	<i>A</i> + <i>Lat</i> + <i>RRap</i> + <i>FJab</i> + <i>Fru</i> + <i>Long</i> + <i>FCon</i> + <i>FCor</i> + <i>RCarn</i> + <i>Past</i> + <i>MBT</i> + <i>PNat</i> + <i>CReg</i> + <i>VegEsc</i> + <i>ZAgrHet</i> + <i>FPerR</i> + <i>FLie</i> + <i>CSec</i>
8,70	16.036,88	<i>A</i> + <i>Lat</i> + <i>RRap</i> + <i>FJab</i> + <i>Fru</i> + <i>Long</i> + <i>FCon</i> + <i>FCor</i> + <i>RCarn</i> + <i>Past</i> + <i>MBT</i> + <i>PNat</i> + <i>CReg</i> + <i>VegEsc</i> + <i>ZAgrHet</i> + <i>FPerR</i> + <i>FLie</i> + <i>CSec</i> + <i>DTrac</i>
9,10	16.027,78	<i>A</i> + <i>Lat</i> + <i>RRap</i> + <i>FJab</i> + <i>Fru</i> + <i>Long</i> + <i>FCon</i> + <i>FCor</i> + <i>RCarn</i> + <i>Past</i> + <i>MBT</i> + <i>PNat</i> + <i>CReg</i> + <i>VegEsc</i> + <i>ZAgrHet</i> + <i>FPerR</i> + <i>FLie</i> + <i>CSec</i> + <i>DTrac</i> + <i>Bos</i>
17,21	16.010,57	<i>A</i> + <i>Lat</i> + <i>RRap</i> + <i>FJab</i> + <i>Fru</i> + <i>Long</i> + <i>FCon</i> + <i>FCor</i> + <i>RCarn</i> + <i>Past</i> + <i>MBT</i> + <i>PNat</i> + <i>CReg</i> + <i>VegEsc</i> + <i>ZAgrHet</i> + <i>FPerR</i> + <i>FLie</i> + <i>CSec</i> + <i>DTrac</i> + <i>Bos</i> + <i>EBos-Mat</i>
28,76	15.981,81	<i>A</i> + <i>Lat</i> + <i>RRap</i> + <i>FJab</i> + <i>Fru</i> + <i>Long</i> + <i>FCon</i> + <i>FCor</i> + <i>RCarn</i> + <i>Past</i> + <i>MBT</i> + <i>PNat</i> + <i>CReg</i> + <i>VegEsc</i> + <i>ZAgrHet</i> + <i>FPerR</i> + <i>FLie</i> + <i>CSec</i> + <i>DTrac</i> + <i>Bos</i> + <i>EBos-Mat</i> + <i>ZMon</i>
3,39	15.978,42	<i>A</i> + <i>Lat</i> + <i>RRap</i> + <i>FJab</i> + <i>Fru</i> + <i>Long</i> + <i>FCon</i> + <i>FCor</i> + <i>RCarn</i> + <i>Past</i> + <i>MBT</i> + <i>PNat</i> + <i>CReg</i> + <i>VegEsc</i> + <i>ZAgrHet</i> + <i>FPerR</i> + <i>FLie</i> + <i>CSec</i> + <i>DTrac</i> + <i>Bos</i> + <i>EBos-Mat</i> + <i>ZMon</i> + <i>ZUrb</i>
2,60	15.975,82	<i>A</i> + <i>Lat</i> + <i>RRap</i> + <i>FJab</i> + <i>Fru</i> + <i>Long</i> + <i>FCon</i> + <i>FCor</i> + <i>RCarn</i> + <i>Past</i> + <i>MBT</i> + <i>PNat</i> + <i>CReg</i> + <i>VegEsc</i> + <i>ZAgrHet</i> + <i>FPerR</i> + <i>FLie</i> + <i>CSec</i> + <i>DTrac</i> + <i>Bos</i> + <i>EBos-Mat</i> + <i>ZMon</i> + <i>ZUrb</i> + <i>Barbe</i>
1,95	15973,87	<i>A</i> + <i>Lat</i> + <i>RRap</i> + <i>FJab</i> + <i>Fru</i> + <i>Long</i> + <i>FCon</i> + <i>FCor</i> + <i>RCarn</i> + <i>Past</i> + <i>MBT</i> + <i>PNat</i> + <i>CReg</i> + <i>VegEsc</i> + <i>ZAgrHet</i> + <i>FPerR</i> + <i>FLie</i> + <i>CSec</i> + <i>DTrac</i> + <i>Bos</i> + <i>EBos-Mat</i> + <i>ZMon</i> + <i>ZUrb</i> + <i>Barbe</i> + <i>FCabM</i>
0,41	15973,46	<i>A</i> + <i>Lat</i> + <i>RRap</i> + <i>FJab</i> + <i>Fru</i> + <i>Long</i> + <i>FCon</i> + <i>FCor</i> + <i>RCarn</i> + <i>Past</i> + <i>MBT</i> + <i>PNat</i> + <i>CReg</i> + <i>VegEsc</i> + <i>ZAgrHet</i> + <i>FPerR</i> + <i>FLie</i> + <i>CSec</i> + <i>DTrac</i> + <i>Bos</i> + <i>EBos-Mat</i> + <i>ZMon</i> + <i>ZUrb</i> + <i>Barbe</i> + <i>FCabM</i> + <i>SReg</i>

Apéndice 3.9. Matriz de correlación entre las variables incluidas en el modelo de distribución del número de eventos de envenenamiento en España peninsular a escala municipal. Coeficientes de correlación de Spearman y su significación. La significación se muestra con los siguiente símbolos: * = $P < 0,05$ y ** = $P < 0,01$. Los nombres de las variables han sido sustituidas por el siguiente código: *A* (1), *Lat* (2), *Long* (3), *FPeR* (4), *FCon* (5), *F_{CalM}* (6), *F_{Le}* (7), *FCon* (8), *F_{lab}* (9), *SReg* (10), *D_{True}* (11), *Barbe* (12), *MBT* (13), *ZUrb* (14), *VegEsx* (15), *EBox-Mat* (16), *ZMon* (17), *C_{Vec}* (18), *CReg* (19), *Fru* (20), *Past* (21), *ZAgHet* (22), *Box* (23), *P_{Nat}* (24), *RRap* (25), *RCam* (26). Los códigos de las variables como en la Tabla 3.6.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
1	1,00	-0,17 **	-0,20 **	0,11 **	-0,04 **	0,14 **	0,13 **	0,00	-0,09 **	0,00	-0,08 **	0,07 **	0,03 *	0,22 **	0,46 **	0,61 **	0,24 **	0,30 **	0,20 **	0,27 **	0,04 **	0,30 **	0,61 **	0,44 **	0,12 **	0,12 **
2	-0,17 **	1,00	0,07 **	-0,38 **	0,63 **	-0,59 **	-0,70 **	-0,45 **	0,18 **	-0,13 **	0,37 **	-0,08 **	0,08 **	-0,12 **	-0,35 **	-0,11 **	-0,02 **	-0,14 **	-0,13 **	-0,55 **	0,35 **	-0,12 **	0,09 **	-0,10 **	0,29 **	0,10 **
3	-0,20 **	0,07 **	1,00	-0,15 **	-0,04 **	0,58 **	-0,46 **	0,25 **	0,63 **	0,14 **	0,29 **	-0,03 **	0,12 **	0,04 **	0,09 **	-0,09 **	0,04 **	-0,07 **	0,02 **	0,05 **	-0,05 **	0,04 **	-0,16 **	-0,34 **	-0,12 **	0,03 **
4	0,11 **	-0,38 **	0,15 **	1,00	-0,20 **	0,18 **	0,59 **	0,17 **	-0,18 **	-0,08 **	-0,24 **	0,49 **	0,28 **	-0,13 **	0,13 **	-0,03 **	-0,07 **	0,50 **	0,27 **	0,06 **	-0,36 **	-0,04 **	-0,13 **	0,03 **	0,03 **	-0,17 **
5	-0,04 **	0,63 **	-0,04 **	-0,20 **	1,00	-0,16 **	-0,36 **	-0,63 **	0,18 **	-0,39 **	-0,02 **	-0,09 **	0,28 **	-0,32 **	0,03 **	0,14 **	0,10 **	-0,15 **	-0,26 **	-0,44 **	0,40 **	-0,14 **	0,32 **	0,14 **	0,44 **	0,20 **
6	0,14 **	-0,04 **	0,15 **	-0,20 **	0,18 **	1,00	-0,16 **	-0,36 **	0,18 **	-0,39 **	-0,02 **	-0,09 **	0,28 **	-0,32 **	0,03 **	0,14 **	0,10 **	-0,15 **	-0,26 **	-0,44 **	0,40 **	-0,14 **	0,32 **	0,14 **	0,44 **	0,20 **
7	0,13 **	0,37 **	0,39 **	0,36 **	0,59 **	0,16 **	0,31 **	0,23 **	0,18 **	-0,32 **	-0,43 **	0,22 **	0,19 **	0,05 **	0,15 **	0,23 **	0,22 **	0,27 **	0,16 **	0,35 **	-0,22 **	0,11 **	0,08 **	0,05 **	0,12 **	0,07 **
8	0,00 **	-0,45 **	0,23 **	0,17 **	-0,63 **	0,32 **	0,18 **	1,00	0,25 **	0,22 **	0,08 **	-0,07 **	-0,04 **	0,18 **	0,17 **	0,03 **	-0,10 **	-0,27 **	0,03 **	0,25 **	-0,36 **	0,13 **	-0,06 **	-0,04 **	-0,28 **	0,00 **
9	0,00 **	-0,15 **	0,14 **	-0,18 **	0,19 **	0,34 **	0,19 **	0,16 **	1,00	0,02 **	0,10 **	-0,17 **	-0,12 **	0,16 **	0,19 **	0,07 **	0,07 **	-0,15 **	0,14 **	0,23 **	-0,14 **	-0,01 **	-0,14 **	-0,17 **	0,07 **	0,20 **
10	-0,00 **	0,13 **	0,14 **	-0,18 **	-0,39 **	0,05 **	-0,03 **	0,22 **	0,02 **	1,00	0,30 **	-0,10 **	-0,12 **	0,27 **	-0,02 **	-0,07 **	0,07 **	-0,15 **	0,14 **	0,23 **	-0,14 **	-0,01 **	-0,14 **	-0,17 **	0,07 **	0,20 **
11	-0,08 **	0,37 **	0,29 **	-0,24 **	-0,02 **	-0,23 **	-0,43 **	0,08 **	0,21 **	0,30 **	1,00	-0,12 **	-0,05 **	0,16 **	-0,23 **	-0,08 **	0,05 **	-0,12 **	0,13 **	0,07 **	0,10 **	0,14 **	-0,02 **	-0,23 **	-0,06 **	0,01 **
12	0,07 **	0,08 **	0,12 **	0,28 **	0,02 **	-0,19 **	-0,22 **	-0,09 **	-0,17 **	-0,10 **	-0,12 **	1,00	0,44 **	0,09 **	0,11 **	-0,12 **	0,11 **	0,65 **	0,26 **	-0,13 **	-0,33 **	0,03 **	-0,18 **	-0,04 **	0,12 **	-0,24 **
13	0,03 **	0,08 **	0,12 **	0,28 **	0,02 **	-0,19 **	-0,22 **	-0,09 **	-0,17 **	-0,10 **	-0,12 **	1,00	0,44 **	0,09 **	0,11 **	-0,12 **	0,11 **	0,65 **	0,26 **	-0,13 **	-0,33 **	0,03 **	-0,18 **	-0,04 **	0,12 **	-0,24 **
14	0,22 **	-0,12 **	0,04 **	-0,13 **	-0,32 **	-0,05 **	-0,04 **	0,18 **	-0,09 **	0,27 **	0,16 **	-0,09 **	-0,07 **	0,00 **	0,02 **	0,43 **	0,18 **	0,13 **	0,18 **	0,23 **	0,00 **	0,16 **	0,04 **	0,03 **	-0,13 **	0,01 **
15	0,46 **	-0,35 **	0,09 **	0,15 **	0,03 **	0,43 **	0,19 **	0,07 **	0,19 **	-0,02 **	-0,23 **	0,11 **	0,00 **	0,02 **	1,00	0,43 **	0,18 **	0,13 **	0,06 **	0,27 **	-0,11 **	0,32 **	0,28 **	0,25 **	0,17 **	0,19 **
16	0,61 **	-0,11 **	-0,09 **	-0,03 **	0,14 **	0,23 **	0,01 **	0,03 **	0,08 **	-0,07 **	-0,08 **	-0,12 **	-0,16 **	0,06 **	0,43 **	1,00	0,21 **	-0,06 **	-0,06 **	0,14 **	0,12 **	0,32 **	0,62 **	0,37 **	0,12 **	0,18 **
17	0,24 **	-0,02 **	0,04 **	-0,07 **	0,10 **	0,22 **	0,00 **	-0,10 **	0,09 **	0,07 **	-0,05 **	-0,11 **	-0,09 **	-0,01 **	0,18 **	0,21 **	1,00	-0,11 **	-0,02 **	0,06 **	0,19 **	0,10 **	0,20 **	0,14 **	0,06 **	0,15 **
18	0,30 **	-0,14 **	-0,07 **	0,50 **	-0,15 **	-0,12 **	0,27 **	-0,04 **	-0,22 **	-0,15 **	-0,12 **	0,65 **	0,47 **	0,04 **	0,13 **	-0,06 **	-0,11 **	1,00	0,31 **	0,03 **	-0,28 **	0,07 **	-0,10 **	0,03 **	0,12 **	-0,16 **
19	0,20 **	-0,13 **	0,23 **	0,27 **	-0,26 **	-0,03 **	0,16 **	0,05 **	-0,11 **	0,42 **	0,13 **	0,26 **	0,24 **	0,18 **	0,06 **	-0,06 **	-0,02 **	0,31 **	1,00	0,12 **	-0,17 **	0,10 **	-0,09 **	-0,04 **	-0,02 **	-0,07 **
20	0,27 **	-0,55 **	0,05 **	0,06 **	-0,44 **	0,36 **	0,25 **	0,25 **	-0,08 **	0,23 **	-0,07 **	-0,33 **	-0,15 **	0,23 **	0,27 **	0,14 **	0,06 **	0,03 **	0,12 **	1,00	-0,18 **	0,25 **	0,00 **	0,00 **	-0,20 **	0,03 **
21	0,04 **	0,35 **	-0,05 **	-0,36 **	0,40 **	-0,05 **	-0,22 **	-0,36 **	0,05 **	-0,14 **	0,10 **	-0,33 **	-0,16 **	0,00 **	-0,11 **	0,12 **	0,19 **	-0,28 **	-0,17 **	-0,18 **	1,00	-0,14 **	0,22 **	0,14 **	0,13 **	0,18 **
22	0,50 **	-0,12 **	0,04 **	-0,04 **	-0,14 **	0,11 **	-0,06 **	0,13 **	-0,01 **	0,10 **	0,14 **	0,03 **	-0,18 **	0,16 **	0,27 **	0,32 **	0,10 **	0,07 **	0,10 **	0,25 **	-0,14 **	1,00	0,21 **	0,03 **	-0,08 **	-0,01 **
23	0,61 **	0,09 **	-0,16 **	-0,13 **	0,32 **	0,08 **	-0,10 **	-0,06 **	0,14 **	-0,12 **	-0,02 **	-0,18 **	-0,09 **	0,04 **	0,28 **	0,62 **	0,20 **	-0,10 **	-0,09 **	0,00 **	0,22 **	0,21 **	1,00	0,42 **	0,23 **	0,27 **
24	0,44 **	-0,10 **	-0,34 **	0,03 **	0,14 **	0,05 **	0,19 **	-0,04 **	-0,09 **	-0,17 **	-0,23 **	-0,04 **	0,02 **	0,03 **	0,25 **	0,37 **	0,14 **	0,03 **	-0,04 **	0,00 **	0,14 **	0,03 **	0,42 **	1,00	0,19 **	0,18 **
25	0,12 **	0,29 **	-0,12 **	0,03 **	0,44 **	-0,12 **	-0,04 **	-0,28 **	0,07 **	-0,16 **	-0,06 **	0,12 **	0,16 **	-0,13 **	0,17 **	0,12 **	0,06 **	0,12 **	-0,02 **	-0,20 **	0,13 **	-0,08 **	0,23 **	0,19 **	1,00	0,29 **
26	0,12 **	0,10 **	0,03 **	-0,17 **	0,20 **	0,07 **	-0,06 **	0,00 **	0,20 **	0,01 **	0,01 **	-0,24 **	-0,06 **	0,01 **	0,19 **	0,18 **	0,15 **	-0,16 **	-0,07 **	0,03 **	0,18 **	-0,01 **	0,27 **	0,18 **	0,29 **	1,00 **

Apéndice 3.10. Procedimiento de selección del modelo por pasos basado en el empleado el criterio de información de Akaike. El incremento de AIC (Δ AIC) es el aumento de éste desde el mejor valor de AIC (es decir el AIC más bajo). Los códigos de las variables como en la Tabla 3.10.

Δ AIC	AIC	Modelo
	2.524,53	Nulo
192,37	2.332,16	\mathcal{A}
32,77	2.299,39	$\mathcal{A} + RDep$
2,88	2.296,39	$\mathcal{A} + RDep + RMCon$

Apéndice 3.11. Variables seleccionadas por el procedimiento del FDR para la distribución de presencia / ausencia de cada una de las siguientes especies de Carnívoros: *Canis lupus* (1), *Felis silvestris* (2), *Genetta genetta* (3), *Herpestes ichneumon* (4), *Lynx pardinus* (5), *Martes foina* (6), *Meles meles* (7) y *Vulpes vulpes* (8). Se marcan con el símbolo (✓) las variables seleccionadas con una Tasa de Descubrimiento Falso de $q < 0,05$. Los códigos de las variables como en el Apéndice 3.3.

Código	1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Lat</i>	✓			✓			✓	
<i>Long</i>		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Lat</i> ²	✓			✓			✓	
<i>Lat</i> ³	✓			✓			✓	
<i>Long</i> ²		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Long</i> ³		✓		✓	✓	✓	✓	
<i>Lat*Long</i>		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Lat</i> ² * <i>Long</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Lat*Long</i> ²		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Alti</i>		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Alti</i> ²		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Pend</i>		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Pend</i> ²	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓
<i>Perm</i>	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓
<i>Esco</i>		✓	✓	✓		✓	✓	✓
<i>OrS</i>	✓			✓				
<i>OrE</i>		✓						
<i>DAut</i>				✓		✓	✓	
<i>U100</i>	✓			✓	✓	✓		
<i>U500</i>	✓			✓	✓	✓		
<i>DPob</i>								
<i>Prec</i>	✓	✓	✓	✓				
<i>HEne</i>	✓			✓	✓	✓		
<i>HJul</i>		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Inso</i>		✓	✓		✓	✓	✓	✓
<i>RadS</i>		✓		✓		✓	✓	
<i>TEne</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>TJul</i>	✓	✓	✓	✓		✓	✓	
<i>TMed</i>		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>ETP</i>	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓
<i>ETR</i>	✓		✓	✓				
<i>PM24</i>			✓			✓	✓	
<i>PMR</i>	✓		✓	✓				
<i>VHum</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>ITem</i>	✓	✓		✓	✓	✓		✓
<i>Icon</i>	✓			✓	✓	✓		✓
<i>IHum</i>		✓	✓	✓		✓	✓	✓
<i>SEdf</i>	✓	✓				✓		
<i>BCon</i>		✓	✓		✓	✓	✓	
<i>BQuer</i>				✓				
<i>BMAr</i>					✓	✓		✓

Apéndice 3.11. (Continuación).

Código	1	2	3	4	5	6	7	8
<i>CHerQuer</i>			✓	✓		✓	✓	
<i>CHerReg</i>		✓				✓		
<i>CHerSec</i>	✓	✓	✓			✓	✓	
<i>CHetReg</i>			✓	✓		✓	✓	✓
<i>CHetSec</i>	✓			✓	✓			
<i>CLenReg</i>				✓			✓	
<i>CLenSec</i>				✓				
<i>MCV^{eg}Nat</i>				✓				
<i>MCSecReg</i>			✓				✓	
<i>MatDen</i>		✓					✓	
<i>MatDenCon</i>	✓	✓	✓			✓	✓	✓
<i>MatDenMArb</i>				✓		✓		✓
<i>MatDenQuer</i>	✓	✓		✓				
<i>MatDis</i>	✓	✓		✓	✓	✓	✓	
<i>MatDisCon</i>	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓
<i>MatDisMArb</i>	✓			✓	✓			
<i>MatDisQuer</i>	✓			✓				
<i>Pas</i>	✓			✓				
<i>PasCon</i>	✓	✓	✓			✓	✓	
<i>PasMArb</i>			✓	✓	✓	✓		
<i>PasQuer</i>	✓			✓		✓	✓	
<i>ARoc</i>		✓				✓		
<i>SDes</i>					✓	✓		✓
<i>Lag</i>					✓	✓	✓	
<i>Rio</i>		✓				✓	✓	✓
<i>Pant</i>	✓							

Apéndice 3.12. Variables seleccionadas por el procedimiento del FDR para la distribución de presencia / ausencia de cada una de las siguientes especies de rapaces: *Aegypius monachus* (1), *Aquila adalberti* (2), *Aquila chrysaetos* (3), *Bubo bubo* (4), *Buteo buteo* (5), *Gyps fulvus* (6), *Hieraetus pennatus* (7), *Milvus migrans* (8), *Milvus milvus* (9) y *Neophron percnopterus* (10). Se marcan con el símbolo (✓) las variables seleccionadas con una Tasa de Descubrimiento Falso de $q < 0,05$. Los códigos de las variables como en el Apéndice 3.3.

Código	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>Lat</i>	✓	✓	✓		✓		✓	✓	✓	
<i>Long</i>	✓		✓		✓		✓	✓	✓	
<i>Lat</i> ²	✓	✓	✓		✓		✓	✓	✓	
<i>Lat</i> ³	✓	✓	✓		✓		✓	✓	✓	
<i>Long</i> ²	✓		✓		✓		✓	✓	✓	
<i>Long</i> ³	✓		✓		✓		✓	✓	✓	
<i>Lat*Long</i>			✓		✓		✓	✓	✓	
<i>Lat</i> ² * <i>Long</i>			✓		✓	✓	✓	✓	✓	
<i>Lat*Long</i> ²	✓		✓		✓		✓	✓	✓	
<i>Alti</i>			✓	✓		✓	✓	✓		✓
<i>Alti</i> ²			✓	✓			✓	✓		
<i>Pend</i>		✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓
<i>Pend</i> ²		✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓
<i>Perm</i>			✓				✓	✓		
<i>Esco</i>			✓	✓	✓	✓	✓		✓	✓
<i>OrS</i>				✓						
<i>OrE</i>			✓		✓					
<i>DAut</i>	✓		✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>U100</i>	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>U500</i>		✓	✓		✓	✓		✓		✓
<i>DPob</i>			✓				✓	✓		
<i>Prec</i>	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>HEne</i>	✓	✓			✓	✓	✓	✓	✓	
<i>HJul</i>			✓	✓	✓	✓	✓	✓		
<i>Inso</i>			✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓
<i>RadS</i>	✓		✓		✓		✓	✓		
<i>TEne</i>			✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>TJul</i>	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓
<i>TMed</i>			✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓
<i>ETP</i>			✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>ETR</i>	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>PM24</i>			✓	✓		✓	✓	✓		✓
<i>PMR</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>VHum</i>			✓	✓	✓	✓	✓		✓	
<i>ITem</i>	✓	✓	✓		✓		✓	✓	✓	
<i>ICon</i>	✓	✓	✓		✓	✓		✓	✓	
<i>IHum</i>	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>SEdf</i>			✓	✓	✓	✓	✓			✓
<i>BCon</i>			✓	✓	✓	✓	✓			
<i>BQuer</i>	✓			✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓

Apéndice 3.12. (Continuación).

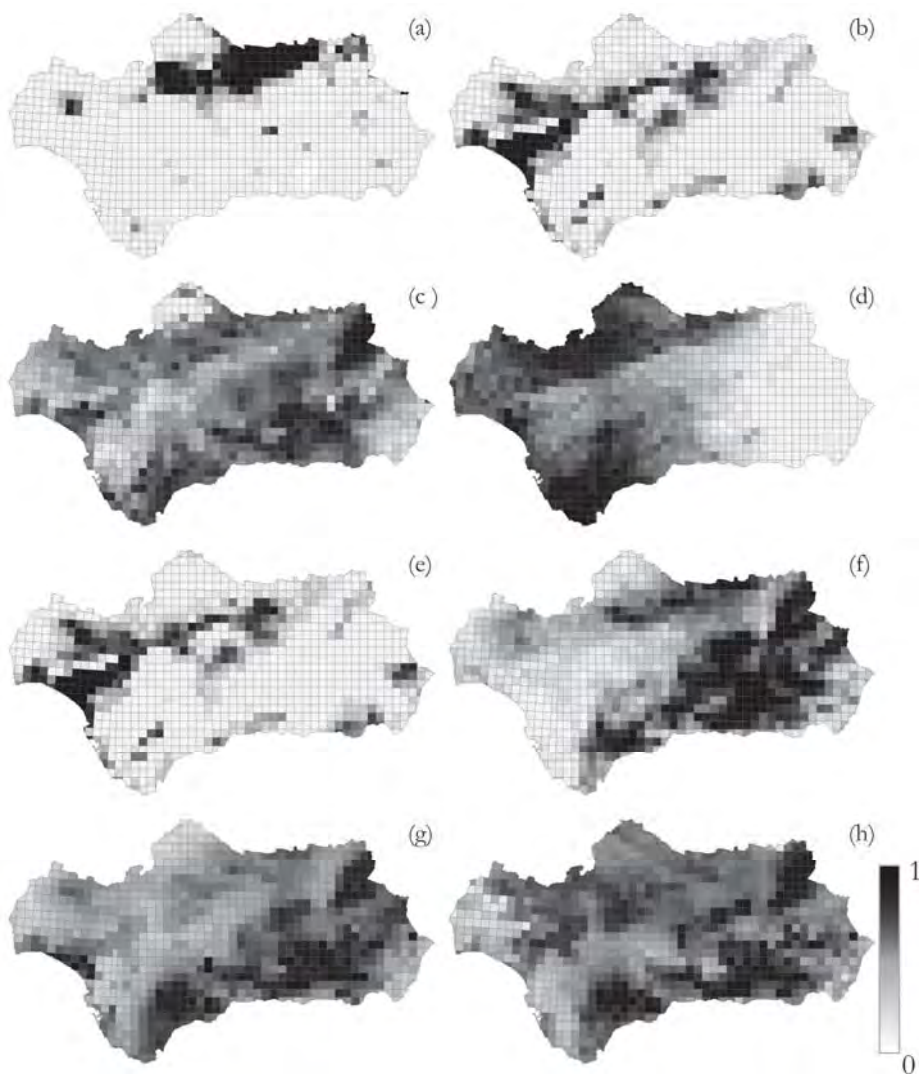
Código	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>BMAr</i>	✓		✓	✓	✓		✓	✓		
<i>CHerQuer</i>				✓			✓	✓		
<i>CHerReg</i>			✓	✓	✓	✓	✓			
<i>CHerSec</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>CHetReg</i>					✓	✓	✓	✓		✓
<i>CHetSec</i>							✓	✓		
<i>CLenReg</i>			✓			✓				
<i>CLenSec</i>	✓	✓	✓			✓	✓	✓	✓	
<i>MCV_{egg}Nat</i>		✓		✓		✓		✓		
<i>MCSecReg</i>			✓		✓	✓				
<i>MatDen</i>			✓	✓	✓			✓		
<i>MatDenCon</i>		✓	✓	✓	✓	✓	✓			
<i>MatDenMArb</i>				✓	✓		✓	✓		
<i>MatDenQuer</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓
<i>MatDis</i>	✓		✓	✓	✓		✓	✓	✓	
<i>MatDisCon</i>			✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓
<i>MatDisMArb</i>				✓	✓	✓	✓	✓		✓
<i>MatDisQuer</i>		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Pas</i>				✓	✓		✓	✓		✓
<i>PasCon</i>		✓	✓		✓	✓	✓		✓	✓
<i>PasMArb</i>			✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓
<i>PasQuer</i>	✓	✓	✓		✓		✓	✓	✓	
<i>ARoc</i>			✓	✓	✓	✓	✓			✓
<i>SDes</i>				✓	✓	✓	✓	✓		✓
<i>L_{ag}</i>			✓							
<i>Rio</i>			✓					✓	✓	
<i>Pant</i>		✓		✓	✓	✓	✓	✓		

Apéndice 3.13. Ecuaciones de regresión de los modelos de favorabilidad correspondiente a las especies de Carnívoros: *Canis lupus* (1), *Felis silvestris* (2), *Genetta genetta* (3), *Herpestes ichneumon* (4), *Lynx pardinus* (5), *Martes foina* (6), *Meles meles* (7) y *Vulpes vulpes* (8), en Andalucía por cuadrículas de 10x10km. Las variables aparecen recogidas en el orden que entraron en el modelo. Los códigos de las variables como en el Apéndice 3.3.

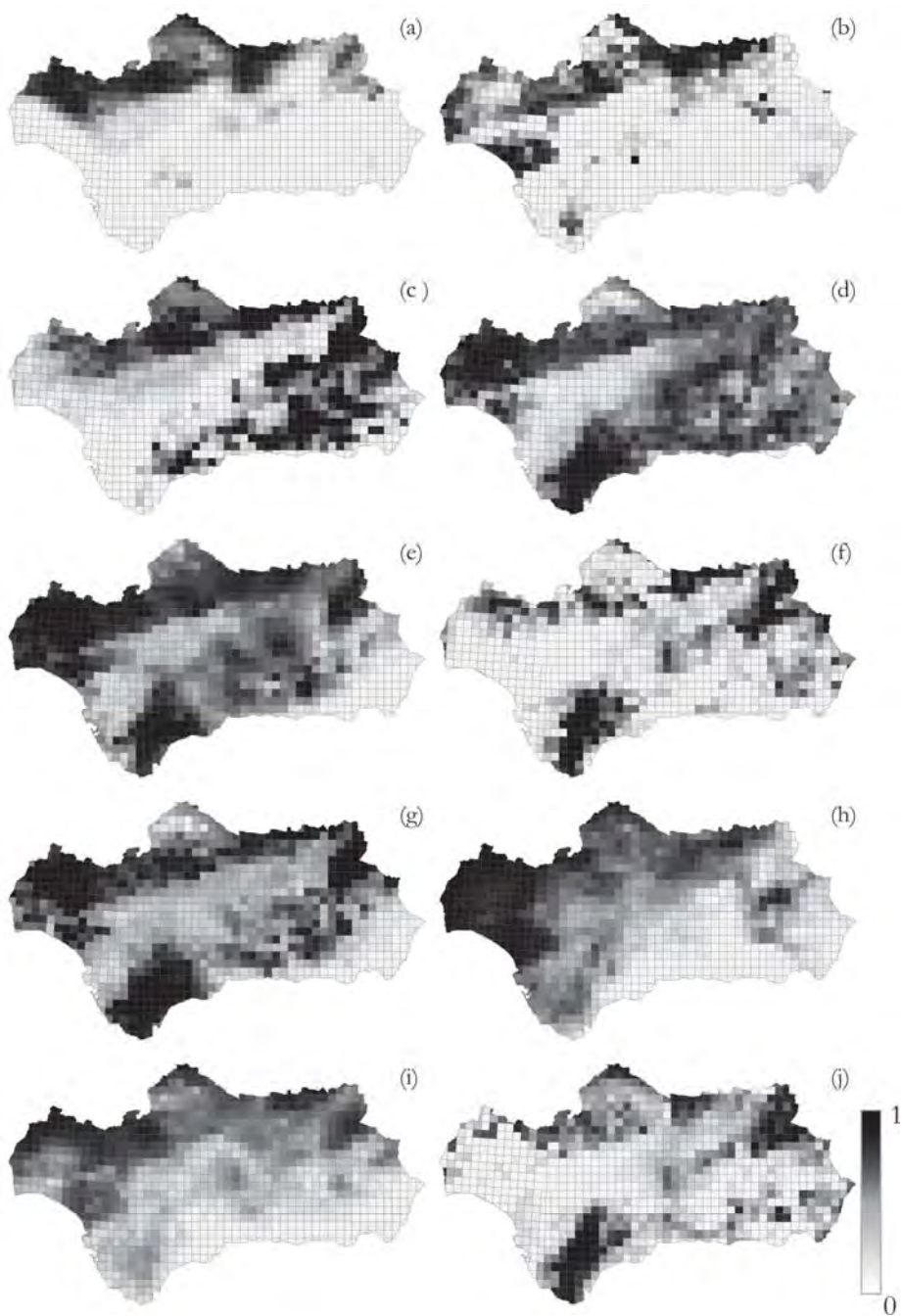
Especie	Modelo	n ₁	n ₀
1	-86,35+0,06*ETP+0,04*ETR+2,37.10 ⁻⁰³ *Lat ² *Long+20,62*MatDenQuer+21,15*MatDisCon+7,04*PasQuer-0,15*Pend ² +19,12*PMR-1,55*TEne-0,05*U100	54	904
2	11,63+1,69.10 ⁻⁰³ *Alti+3,11*Beon-9,17*Long+2,00*Long ² -0,14*Long ³ +2,91*MatDenQuer+3,07*MatDen-0,02*OrE+0,48*Perm+44,92*ARoc	240	718
3	-3,72-16,27*CHerQuer-1,34*CHerSec-3,09.10 ⁻⁰³ *ETP+2,39*BCon+2,79*Hum-4,48.10 ⁻⁰³ *Lat*Long ² +2,01*Long+6,08*MC.SecReg+27,48*PasMLArb+0,49*Perm-3,43*PMR-2,48.10 ⁻⁰³ *Prec	328	631
4	-34,54+2,93*Long-0,05*Long ³ +4,18*MatDenQuer+3,46*MatDisCon+8,17*MatDisMLArb+0,02*OrS+5,78*Pat+0,05*RadS+0,02*U100	267	691
5	-38,05-7,00*CHerSec+6,26*BCon+59,82*PasMLArb+1,45*Perm-1,39*TEne+2,56*Imed	27	932
6	-3,08-1,60*CHerSec-0,04*DAut+3,35*BCon+1,40*Hum+3,96*MatDenConi+0,26*Pend+0,42*TEne-0,61*TMed+0,43*ITem	287	672
7	8,11+17,21*CHelReg-0,02*DAut+2,47*BConi+1,46*Hum-3,52.10 ⁻⁰³ *Inso+104,56*Laq+0,07*Pend+0,42*Perm	384	575
8	-7,88+18,59*CHelReg+0,00*ETP-6,73*BMLAr+0,05*ICon+2,85*Hum+0,16*Pend+0,78*Perm-10,06*SDes	702	257

Apéndice 3.14. Ecuaciones de regresión de los modelos de favorabilidad correspondiente a las especies de rapaces: *Aegypius monachus* (1), *Aquila adalberti* (2), *Aquila chrysaetos* (3), *Bubo bubo* (4), *Buteo buteo* (5), *Cyps fulvus* (6), *Hieraaetus pennatus* (7), *Mibius migrans* (8), *Mibius mitus* (9) y *Neophron pernopterus* (10), en Andalucía por cuadrículas de 10x10km. Las variables aparecen recogidas en el orden que entraron en el modelo. Los códigos de las variables como en el Apéndice 3.3.

Especie	Modelo	n _i	n ₀
1	$-16,18+0,02*ETR+1,34,10^{+0,03}*Lat^{\beta}+6,33*MatDenQuer+22,16*PMR-0,16*RadS$	35	924
2	$-51,20-7,93*CHerSec+16,27*Pant+0,33*HEne+98,00*Lag+10,77*MatDenQuer+14,01*MatDisCor+35,34*PasCon+5,48*PasQuer-0,22*Pend+6,27*PMR+1,06*Jul-0,77*Tem+0,04*U100$	59	900
3	$3,52,10^{+0,03}*Alit-2,51*CLenSec-0,03*DAut+2,43,10^{+0,03}*Inso+7,55,10^{+0,04}*Lat^{\beta}+8,61*MatDenQuer+4,85*MatDen+12,98*MatDisCon+0,02*Pend-0,01*U500$	294	664
4	$12,25-9,30,10^{+0,07}*Alit^{\beta}-4,72*CHerQuer-1,79*CHerReg-1,63*CHerSec+11,13*BMAr-4,17,10^{+0,03}*Inso+4,02*MatDenQuer+4,76*Pas+0,18*Pend+15,64*SDes-4,42*SEdf$	564	394
5	$9,03-2,35*CHerReg-1,90*CHerSec-0,03*DAut+0,01*Eso+20,10*BMAr-0,09*HJul+1,90*Hum+0,19*Lat*Long-7,77*Long-3,03*MatDis$	571	387
6	$-15,48-0,01*Alit+2,84*CHerSec+0,03*DAut+2,97,10^{+0,03}*Eso+9,02*MatDenQuer+7,79*MatDisCon-20,69*MCVegNat+43,66*PasMArb+1,34*Pend-0,04*Pend^{\beta}+0,02*PM24+0,02*U500+0,15*VHum$	101	858
7	$3,66-5,88*CHerQuer+10,73*Pant+4,17,10^{+0,03}*Eso+20,43*BMAr+3,68*Hum-2,19,10^{+0,03}*Inso+5,01*MatDenQuer+14,30*MatDisCon+33,12*PasMArb-0,20*Pend-3,12*SEdf$	499	459
8	$-54,59-1,31*CHerSec+0,34*HEne+3,76*Hum-0,87*Long+4,23*MatDisQuer-0,17*Pend+7,14*PMR+0,04*RadS+0,28*TMed+0,02*U100+0,01*U500$	295	663
9	$-69,99-2,02*CHerSec-0,01*ETP+0,42*HEne+1,14*Lat+2,63*MatDisQuer+0,02*U100-0,17*VHum$	89	870
10	$-6,03-3,65,10^{+0,03}*Alit+0,04*DAut+5,86*MatDenQuer+19,49*MatDisMArb+6,19*Pas+0,37*Pend+0,02*PM24-182,22*SDes-0,35*TEne+0,02*U500$	65	894



Apéndice 3.15. Modelos de favorabilidad correspondiente a las especies de Carnívoros: *Canis lupus* (a), *Felis silvestris* (b), *Genetta genetta* (c), *Herpestes ichneumon* (d), *Lynx pardinus* (e), *Martes foina* (f), *Meles meles* (g) y *Vulpes vulpes* (h), en Andalucía por cuadrículas de 10x10km.



Apéndice 3.16 Modelos de favorabilidad correspondiente a las especies de rapaces: *Aegypius monachus* (a), *Aquila adalberti* (b), *Aquila cbrysaetos* (c), *Bubo bubo* (d), *Buteo buteo* (e), *Gyps fulvus* (f), *Hieraetus pennatus* (g), *Milvus migrans* (h), *Milvus milvus* (i) y *Neophron percnopterus* (j), en Andalucía por cuadrículas de 10x10km.

Publicaciones de esta Tesis

